

Ökológia az ezredfordulón III.

AGRÁRIUM

KÖRNYEZETVÉDELEM ÉS INTEGRÁCIÓ

RENDSZERVÁLTOZÁS:

PIACGAZDASÁG, TÁRSADALOM, POLITIKA

TUDOMÁNYPOLITIKA

TERÜLETFEJLESZTÉS

ÉLETMINŐSÉG

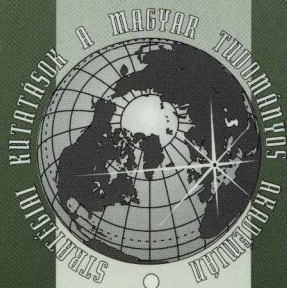
KÖZLEKEDÉS

NEMZETI KULTÚRA

DUNA-VÖLGYI RÉGIÓ

TECHNOLÓGIAI FEJLESZTÉS

ÖKOLÓGIA



Ökológia az ezredfordulón III.
Diverzitás, konzerváció, szukcesszió, regeneráció

Ökológia az ezredfordulón III.

Diverzitás, konzerváció, szukcesszió, regeneráció

Szerkesztés

Előszó

Szerkesztők

Borkhi Ágnes és Borkhi Zoltán

Programvezető

Borkhi Ágnes

Budapest 2001

Magyar Tudományos Akadémia

Magyarország az ezredfordulón
Stratégiai kutatások a Magyar Tudományos Akadémián
Műhelytanulmányok

Sorozatszerkesztő
Glatz Ferenc

Programvezető
Borhidi Attila

Magyarország az ezredfordulón
Stratégiai kutatások a Magyar Tudományos Akadémián

Műhelytanulmányok

Ökológia az ezredfordulón III.

Diverzitás, konzerváció, szukcesszió, regeneráció

Szerkesztők

Borhidi Attila és Botta-Dukát Zoltán

Budapest 2001

Magyar Tudományos Akadémia

© Aradi Csaba, Bagi István, Berczik Árpád, Béneyiné Himmer Márta, Bogya Sándorné,
Borhidi Attila, Boronkai Ferencné, Böhm Éva, Dévai György, Dinka Mária, Facsar Géza,
Farkas Szilvia, Galántai Miklós, Gőri Szilvia, Gyulai Ferenc, Horváth András,
Horváth József, Isépy István, Kálmán Katalin, Kereszty Zoltán, Kevey Balázs, Kiss Anita,
Koncz Eszter, Körmöczi László, Lakatos Gyula, Lenti István, Margóczy Katalin,
Matus Gábor, Márialigeti Károly, Medvegy Anna, Mihalik Erzsébet, Molnár Nóra,
Nagy Erika, Nagy Sándor, Olajos Péter, Oldal Imre, Papp Mária, Penszka Károly,
Podani János, Szabó Mária, Szabó T. Attila, Szerdahelyi Tibor, Tótmérész Béla, Varga
Ildikó, V. Balogh Katalin, Vörös Lajos, Wittner Ilona

ISBN 963 508 273 8 Ö

ISBN 963 508 276 2

ISSN 1419-1822

Kiadja
a Magyar Tudományos Akadémia
Kiadásért felel: Glatz Ferenc, az MTA elnöke
Olvasószerkesztő: Kovács Éva
Borítóterv: Horváth Imre
Tördelés: AbiPrint Bt.
Nyomdai munkálatok: Áldási és Németh Nyomda Bt.
Felelős vezető: Áldási Pálné
Megjelent: 16 A/5 ív terjedelemben, 500 példányban

Tartalom

I. rész

MÓDSZERTANI KUTATÁSOK

- PODANI János: Biológiai mintázatelemző programcsomag továbbfejlesztése 11
Ordinális típusú adatok értékelése 11 • Dendrogramok szimulációja 13 • Kanonikus módszerek 13
- TÓTHMÉRÉSZ Béla: Kvantitatív ökológiai kutatások különös tekintettel a skálázási és mintázati problémákra 15
Az adatfeldolgozás szerepe és jelentősége 15 • Diverzitás jellemzésére szolgáló módszerek 16 • Diverzitási mutatók 17 • Diverzitásfüggvények 18 • Mozaikosság, β -diverzitás 19 • Skálafüggő kvantitatív módszerek 20

II. rész

KONZERVÁCIÓS KUTATÁSOK

- KERESZTY Zoltán – GALÁNTAI Miklós: Védett és veszélyeztetett növényfajok génmegőrzése, génbanki kezelése, populációbiológiai kutatása és mesterséges állományfejlesztése, 1997 29
Módszerek 30 • A vizsgálat anyaga 34 • A termőhelyi populációk állapota 34 • Szaporítási eredmények 38 • A termőhelyek védelmének biztosítása 42 • Az eredmények összefoglalása 46
- KERESZTY Zoltán: Védett és veszélyeztetett növényfajok génmegőrzése, génbanki kezelése, populációbiológiai kutatása és mesterséges állományfejlesztése, 1998 49
- KERESZTY Zoltán: Veszélyeztetett hazai növényfajaink megőrzése ex situ konzervációval 55
A *Crambe tataria* fokozottan védett rádi populációja 55 • A törökmezői *Helleborus purpurascens* és *Adonis vernalis* populációk 57 • Az *Achillea horánszkyi* faj megmentése a botanikus kertben még élő tövek segítségével 57 • A bükki *Cimicifuga europaea* mesterséges szaporítási lehetőségeinek vizsgálata 58

- SZABÓ T. Attila: A *Telekia speciosa* fenotipikus változatosságának, szaporíthatóságának és terjedésének vizsgálata az Alpokalja térségében 59
- LENTI István – BORONKAI Ferencné: A Bátorligeti Természetvédelmi Terület néhány védett növényfajának szaporodásbiológiai megfigyelése 75
- ISÉPY István: Vegetatív és generatív szaporítási lehetőségek vizsgálata hazai védett fajokon 83
 A hazai vadfajok botanikus kerti fenntarthatósági besorolása 84 • Kosborfélék szaporítása steril körülmények között 84 • A magyar flóra védett fajai az ELTE botanikus kertjében 85
- MIHALIK Erzsébet: Védett növényfajok ex situ konzervációja és populációbiológiai kutatása 89
Iris pumila L. természetes és telepített állományainak összehasonlítása 89 • A *Dictamnus albus* L. természetes és telepített állományainak összehasonlítása 90 • Az *Alkanna tinctoria* (L.) Tausch. természetes és telepített állományainak összehasonlítása 91
- SZABÓ Mária: A Nyírségben élő védett és veszélyeztetett fajok génbanki kezelése, mesterséges szaporítása és populációbiológiai vizsgálata 93
 Vizsgált növényfajok 94 • Maggyűjtés 95 • Szaporítási kísérletek 95 • Kiültetések 96

III. rész

BIODIVERZITÁS-KUTATÁSOK

- FACSAR Géza – BÉNYEINÉ HIMMER Márta – BOGYA Sándorné – BÖHM Éva – KEVEY Balázs: A magyarországi *Helleborus* fajok komplex taxonómiai vizsgálata 99
- PENKSZA Károly – SZERDAHELYI Tibor: Néhány magyarországi *Festuca* faj taxonómiai kutatása; és a *Colchicum arenarium* W. et K. előfordulása a Gödöllői-dombvidéken 105
- MÁRIALIGETI Károly: A mikrobiális biodiverzitás kutatása és védelme 113
 Úszólápban élő *Typha angustifolia* rhizoplán mikrobiótája 113 • Balatoni angolnakopoltú mikrobióta biodiverzitása 116

GYULAI Ferenc: Ősi magyar gabona- és gyümölcsfajták génbankjának kialakítása a szarvasgedei biohistóriai telepen	121
HORVÁTH József: Mikrobiális ökológiai kutatások állóvizekben	125
MIHALIK Erzsébet – KÁLMÁN Katalin – NAGY Erika – MEDVEGY Anna: Intraspecifikus diverzitás indikációs jelentősége növényi populációkban	131
BAGI István: Növényfajok szünfenomorfológiai variabilitásának tájlep-tékű vizsgálata	133
IV. rész	
REGENERÁCIÓ ÉS SZUKCESSZIÓ	
MARGÓCZI Katalin: Homoki gyepek kisléptékű regenerálódásának vizsgálata	139
MATUS Gábor – TÓTHMÉRÉSZ Béla – PAPP Mária: Túllegeltetett nyírségi homoki gyeper regenerációja	143
MARGÓCZI Katalin: Nyáras borókás gyepek helyreállítása akácerdő letermelése után	149
TÓTHMÉRÉSZ Béla: Szekunder szukcessziós változások kutatása különös tekintettel az emberi tevékenység felhagyása utáni állapotváltozásokra és az ökológiai rekonstrukcióra	153
Szubmontán bükkös tarvágása utáni folyamatok 154 • Szukcesz-sziós dinamika 155 • Az újulat fejlődési dinamikája 158 • Általá-nos szukcessziókép 158	
KÖRMÖCZI László: A Tisza-völgy vegetációjának kutatása	161
HORVÁTH András – FARKAS Szilvia – MOLNÁR Nóra: Miklapusztai vegetációtérképezés és izolátumdinamikai vizsgálatok	163
Tájtörténeti feldolgozás 163 • Florisztikai kutatások 163 • Növénycönológiai vizsgálatok 164 • Vegetációtérképezés 164	

V. rész
VIZES ÉLŐHELYEK ÁLLAPOTFELMÉRÉSE

BORHIDI Attila: A wetland területek kutatásának helyzete és eredményei	169
Baláta-tó 170 • Belső-Somogy egyéb lápvidékei 173 • Marcal-mence 174 • Duna-Tisza közti láperdők 176 • Budapest környéki lápok 177 • Balaton-felvidéki lápok 177 • Drávasík és ormánysági lápok 178 • Nyírségi lápok 179	
DÉVAI György – ARADI Csaba – WITTNER Ilona – OLAJOS Péter – GŐRI Szilvia – NAGY Sándor: Javaslat a Tiszai-Alföld vízi és vizes élőhelyeinek állapotértékelésére a holt medrek példáján	183
Indoklás és előzmények 183 • Alaphelyzet és célkitűzések 184 • Eredmények 185 • Az értékbesorolási javaslat felépítése 186 • Javaslat az értékbesorolásra 204	
LAKATOS Gyula: Az Északi-Alföld és a Tisza-völgy vizes élőhelyeinek állapotvizsgálata és monitorozása	207
A vizes élőhelyek jellemzése és osztályozása 209 • Vizsgálati területek és az alkalmazott módszerek 212 • Az eredmények ismertetése és értékelése 215 • Összefoglalás 218	
VÖRÖS Lajos – V. BALOGH Katalin – KONCZ Eszter – BERCZIK Árpád – DINKA Mária – KISS Anita – VARGA Ildikó – OLDAL Imre: Hazai tavak és víztározók ökológiai állapotának felmérése: Marcali-víztározó	221
A Dunántúl állóvizei 222 • Az állóvizek ökológiai felmérésének szempontjai 224 • A Marcali-víztározó (példa az ökológiai állapotfelmérésre) 225	
A kötet szerzői	239
Melléklet	245

Biológiai mintázatelemző programcsomag továbbfejlesztése

A SYN-TAX programcsomagot az alábbiakban csoportosított feladatok elvégzésére tettük alkalmazhatóvá.

Indinális I. rész

Az ordinális típusú adatok feldolgozása lehetőséget szolgáltatót be-
A hasonlósági indexek sorában új a diszkordancia index, amely elsősorban a
Braun-Blanquet típusú adatok feldolgozására alkalmas, és ökológiai ad-
atok feldolgozására is használható. Az index segítségével lehet következtet-
ni, s két objektum hasonlósága ökológiai szempontból azonosnak, ha őket
minden fajpar azonosanrendező sorba. Ez a sorrend azonban nem mindig állí-
tható fel, hiszen a mérték skálán kétféle lehetséges érték van, vagyis sok fajparra
szükségképpen egyezést kell kapnunk. Az ilyen esetekre eddig alkalmazott
Kendall-féle TAU formula különösen akkor okoz gondot, ha a fajparok száma
szorosításban vagy prezenciában egyeznek, vagy mert ezek egyszerűen ki-
esnek az értékelésből, s túl sok információt veszítünk. A diszkordancia
index ezt a problémát úgy oldja meg, hogy amennyiben rangsorolás nem lehet-
séges egy adott fajparra nézve, akkor az index prezencia/abszencia koefici-
ensként működik.

A másik javaslat a Gower-féle általános hasonlósági formula kiterjesztett
változata ordinális adatokra, melynek révén a numerikus taxonómiai mód-
szertan egy régi adóssága fizetődik. A Gower formula mai régebbi ismert és
széles körben használt kévert típusú adatok feldolgozására. Az eredeti javas-
lat szerint nominális, prezencia/abszencia és intervallum típusú tulajdonságok
(változók) kezelhetők egyidejűleg, s ez különösen a rendszertanban fontos,
mert pl. a morfológiai adathalmazok gyakran keverték. Ordinális változókat

Podani J.: A measure of discordance for ordinal ranked data when presence/absence is also meaningful. *Oecologia*, 1987, 72, 127-130.

Podani J.: Extending Gower's general coefficient of similarity to ordinal characters. *Third symposium* (in press).

Biológiai mintázatelemző programcsomag továbbfejlesztése

A SYN-TAX programcsomagot az alábbiakban csoportosított feladatok elvégzésére tettük alkalmassá.

Ordinális típusú adatok értékelése

Az *ordinális típusú adatok* értékelésének számos új lehetőségét építettük be. A hasonlósági indexek sorában új a *diszkordancia index*,¹ amely elsősorban a Braun–Blanquet-féle és hasonló skálakon felvett cönológiai és ökológiai adatok feldolgozására alkalmas. Az index az értékek sorrendiségét veszi tekintetbe, s két objektumot (pl. cönológiai felvételt) akkor tekint azonosnak, ha őket minden fajpár azonosan rendez sorba. Ez a sorrend azonban nem mindig állítható fel, hiszen a mérési skálán kevés lehetséges érték van, vagyis sok fajpárra szükségképpen egyezéseket kapunk. Az ilyen esetekre eddig alkalmazott Kendall-féle TAU formula különösen akkor okoz gondot, ha a fajpárok tiszta abszenciában vagy prezenciában egyeznek meg, mert ezek egyszerűen kiesnek az értékelésből, s túl sok információt veszthetünk. A diszkordancia index ezt a problémát úgy oldja meg, hogy amennyiben rangsorolás nem lehetséges egy adott fajpárra nézve, akkor az index prezencia/abszencia koefficiensként működik.

A másik javaslat a *Gower-féle általános hasonlósági formula* kiterjesztett változata *ordinális adatokra*,² melynek révén a numerikus taxonómiai módszertan egy régi adóssága tisztázódik. A Gower formula már régóta ismert és széles körben használják kevert típusú adatok feldolgozására. Az eredeti javaslat szerint nominális, prezencia/abszencia és intervallum típusú tulajdonságok (változók) kezelhetők egyidejűleg, s ez különösen a rendszertanban fontos, mert pl. a morfológiai adathalmazok gyakran keverték. Ordinális változókat

¹ Podani J.: A measure of discordance for partially ranked data when presence/absence is also meaningful. *Coenoses*, 1997. 12. 127–130.

² Podani J.: Extending Gower's general coefficient of similarity to ordinal characters. *Taxon*, megjelenés alatt.

azonban eddig csak nominálisra leegyszerűsítve (információvesztéssel) vagy intervallum-típusra felbővítéssel (hamis látszatot keltve) lehetett a Gower formulával értékelni. A javasolt kiterjesztés két lehetőséget enged meg. Az ordinális változót vagy rangszámokká alakítjuk, s a relatív rangszámbeli eltéréssel számolunk egy OTU-pár összevetésekor, vagy pedig a részleges rangsorrendben megteendő minimális számú elemi átalakítást vesszük alapul.

Az *ordinális osztályozás* jelenti a következő fontos témakört. A megfontolások alapja most az, hogy amennyiben a nyers adatok és a hasonlósági függvény is ordinális típusú, akkor nem logikus, hogy az osztályozás viszont áttérjen a metrikus térre. Egy konzisztens választás az, ha a klasszifikáció egyes lépései is csak olyan műveleteket engednek meg, amelyeket az ordinális skálán is alkalmazhatunk. Ez úgy válik lehetővé, hogy bevezetünk egy olyan kritériumot, amely a távolságok rangszámai alapján az osztályon belülieket minimalizálják az osztályok közötti távolságokhoz képest.³ A kritérium, a többi egyéb klasszifikációs kritériumhoz hasonlóan, agglomeratív hierarchikus algoritmusban és egy iteratív, reallokációs nem hierarchikus osztályozó algoritmusban alkalmazható. Különösképpen ajánlható a cönológiai adatfeldolgozásban, ahol kezdeti tapasztalataink igen jók.

Ehhez kapcsolódóan megoldható a *dendrogramok értékelése* ordinális információból is. Ez egy olyan optimalizációs eljárás, amely újszerű megoldást adhat a klasszikus problémára, azaz: hol vágható el a dendrogram optimális módon, vagyis mi az objektumaink „legjobb” felosztása. Az eljárás minden egyes változóra megvizsgálja, hogy mennyiben magyarázza, illetve mennyiben mond ellent az adott partíciónak, s ezt az osztályok közötti és az osztályokon belüli távolság-hozzájárulások alapján kvantifikálja. A kapott mértékszám max. 1, ami teljes összhangot jelent, 0 jelzi a közömbösséget, míg negatív értékek felelnek meg annak az esetnek, amikor a változó ellentmond az adott partíciónak. Eme értékek összege a teljes változóhalmazra mintegy konszenzus indexként jellemzi a partíció jóságát.⁴ Az osztályszám függvényében ezt felrajzolva megkereshető az optimális partíció, ha létezik ilyen az adott esetben.

Az ordinális adatokra alkalmas hasonlósági koefficiensek a *SYN-TAX* program hierarchikus és nem hierarchikus osztályozó rutinjaiban, valamint a metrikus és nem metrikus többdimenziós skálázás programjaiban szerepelnek. Az ordinális osztályozás két modulja a *NMAGG.EXE* és a *NMCLUS.EXE*. A dendrogram értékelő programrészlet az *IMPVAR.EXE*.

³ Podani J.: Explanatory variables in classifications and the detection of the optimum number of clusters. In: Hayashi, C.-Ohsumi, N.-Yajima, K.-Tanaka, Y.-Bock, H.-H.-Baba, Y. (eds.): *Data Science, Classification, and Related Methods*. Tokyo, 1998, Springer, 125-132.

⁴ Podani J.: i. m. (1998).

Dendrogramok szimulációja

A dendrogramok szimulációja igen érdekes kérdés, amikor dendrogramok és kladogramok hasonlóságának szignifikanciáját szeretnénk vizsgálni. A feladat egy olyan referencia-eloszlás előállítása, amelyben majd meghatározható a kritikus hasonlóságérték. Azonban az, hogy milyen módon generáljuk a random dendrogramokat, nagymértékben befolyásolhatja a szignifikanciát, csakúgy mint az alkalmazott dendrogram deszkriptorok.⁵ A programcsomagot alkalmassá tettük arra, hogy random dendrogramokat mind a szintek rangsorrendje szerint, mind pedig a szintek figyelembevétele nélkül is előállítson. A javasolt deszkriptorok száma öt. Az elemzést a módosított *DENDAT.EXE* és *DENCOM.EXE* rutinok végzik el.

Az osztályozó módszerek körében új a Nei-féle *szomszédösszevonó módszer*, a *SYN-TAX* csomag első kladisztikus eljárása. Alkalmazásával bármilyen nukleotidszekvenciákból számolt v. más eredetű távolságmátrix értékelhető, s egy additív fa állítható elő az evolúciós leszármazások egy hipotéziseként. A háttérben az evolúciós óra „tagadása” áll, azaz feltételezzük: az evolúció az egyes ágakon nem egyforma sebességgel „zajlott”. (Az ellentétes kiinduló hipotézisnek, azaz a molekuláris óra elfogadásának esetére már volt a programcsomagban egy eljárás, az UPGMA osztályozásra is alkalmas *NCLAS.EXE* rutin, de ez nem specifikusan evolúciobiológiai eljárás.) A szomszédösszevonó módszert a *NEJOIN.EXE* program hajtja végre, a kapott additív fa felrajzolását pedig a *NEIPLLOT.EXE* végzi el. A kapott evolúciós fa vagy gyökértelen, vagy pedig legyökerezethető a kulcsoport módszer v. pedig a midpoint eljárás alapján.

A *SYN-TAX* programcsomag és más programcsomagok (pl. *NT-SYS*, *PHYLIP*) közötti adatátvitelt könnyíti meg a dendrogram leíró adattömböket átalakító *DENTRAS.EXE* segédprogram.

A főkomponens analízis programját (*PRINCOMP.EXE*) teljesen átdolgoztuk, annak érdekében, hogy többféle típusú *biplot* legyen előállítható. Az eddigi elérhető Rohlf-féle kevert logikájú biplot mellett megkaphatjuk az euklidészi és a Mahalanobis-féle biplotot is, megnövelve ezzel a PCA grafikus lehetőségeinek számát.

Kanonikus módszerek

Napjaink kiemelten fontos ordinációs eljárásai a *kanonikus módszerek*, amelyek a változók két fő csoportját tételezik fel (pl. fajok és környezeti változók az

⁵ Podani J.: Simulation of random dendrograms – Some comments. *J. Classification* (második, átdolgozott változat beküldve).

ökológiában), s az ordinációs tengelyeket úgy határozzák meg, hogy azok a környezeti változók eredőjének tekinthetők. Ilyen a kanonikus korrespondencia-elemzés és a redundancia-analízis. A módszerek kétségtelen előnye, hogy grafikus formában azonnali, viszonylag könnyen érthető eredményre vezetnek. A módszer népszerűsége indokolja, hogy eme eljárások ne maradjanak ki a SYN-TAX-ból sem, bár módunk csak a standard technikák beépítésére volt. A programcsomag *CCOA.EXE* és *RDA.EXE* rutinjai teljesen újak, s az ordinációs menüből érhetők el. A változók maximális száma 150, az objektumoké 999. A többi eljáráshoz hasonlóan a grafikus eredmény automatikusan jelenik meg a képernyőn.

Jelentős fejleményről számolhatunk be a többfajú pontmintázatok értékelésének a területén is. A Juhász-Nagy-féle módszer család, valamint a Ripley-féle mintavételi technika egyfajta egyesítésének tekinthető az *egyedközpon-tú társulás-mintázatelemző módszer*.⁶ Ez megvizsgálja, hogy egy-egy egyed körül mennyire tér el a tapasztalati flóra a várttól, majd ezt a társulás egészére súlyozottan átlagolva a terület függvényében ábrázolja. Ekkor megállapítható, hogy mely az a skálapont, ahol a társulásmintázat a legnagyobb mértékben tér el a random referenciától, s ennek szignifikanciája is értékelhetővé válik. A módszert a *DARIUS.EXE* rutin tartalmazza, amelyet most már – a többi sokfajú mintázatelemző módszerhez hasonlóan – nem a SYN-TAX shellből, hanem egy új, *SYNPATT*-nak nevezett vezérlőprogramból indíthatunk. Ezt a különválasztást a rutinok és a feladatok erősen megnövekedett száma indokolja elsősorban.

A kibővített programcsomag DOS és WINDOWS operációs rendszerek alatt egyaránt futtatható, a fent megadott programnevek mindenestre a PC alapra vonatkoznak. Emellett elkészült a Macintosh változat is, amely – más kiépítésben ugyan, de – ugyanazon számítási feladatok elvégzésre alkalmas. Itt hat különálló applikáció készült el, ezek egymástól teljesen függetlenül végrehajthatók, s minden szempontból megfelelnek a standard Mac interface kívánalmainak.⁷

⁶ Podani J. – Czárán T.: Individual-centered analysis of mapped point patterns representing multi-species assemblages. *Journal of Vegetation Science*, 1997. 8. 259–270.

⁷ Podani J.: SYN-TAX 5.1: A new version for PC and Macintosh computers. *Coenoses*, 1997. 12. 149–152.

Kvantitatív ökológiai kutatások különös tekintettel a skálázási és mintázati problémákra

Az adatfeldolgozás szerepe és jelentősége

Az ökológiában, botanikában, zoológiában és általában az egyed fölötti szerveződési szint tudományaiban, áttörő változást hozott a „numerikus szün-taxonómia” megjelenése.¹ Napjainkra a kvantitatív módszerek alapvetően átformálták az ökológiai kutatás mikéntjét.² Ebben a magyar iskolának a kezdetektől fogva nagy szerepe volt és komoly szakmai háttérrel rendelkezik.³

¹ Gauch, H. G.: *Multivariate Analysis of Community Data*. Cambridge, 1982. Cambridge University Press; Orlóci L.: *Multivariate Analysis in Vegetation Research*. 2nd ed. The Hague, 1978, Junk; Podani J.: *Bevezetés a többváltozós biológiai adatelemzés rejtelseibe*. Budapest, 1996, Scientia Kiadó.

² Connor, E. F.–Simberloff, D.: You can't falsify ecological hypotheses without data. *Bulletin of the Ecological Society of America*, 1979. 60. 154–155.; Connor, E. F.–Simberloff, D.: Competition, scientific method, and null models in ecology. *Scientific American*, 1986. 74. 155–162.; Harvey, P. H.–Colwell, R. K.–Silvertown-May, R. M.: Null models in ecology. *Annual Review Ecology and Systematics*, 1983. 14. 189–211.; Juhász-Nagy P.: Egy operatív ökológia hiánya és szükséglete I. rész. A hiány és a „negatívumok”. *MTA Biol. Oszt. Közl.*, 1970. 12. 441–462.; Loehle, C.: Hypothesis testing in ecology: Psychological aspects and the importance of theory maturation. *Quarterly Review of Biology*, 1987. 62. 397–409.

³ Bartha S.: Preliminary scaling for multi-species coalitions in primary succession. *Abstracta Botanica*, 1992. 16. 31–41.; Izsák J.: New aspects of sensitivity investigations on diversity indices. A case study. *Biometrie und Informatik in Medizin und Biologie*, 1991. 22. 107–115.; Juhász-Nagy P.: On some 'characteristic area' of plant community stands. In Rényi, A. (ed.): *Proceedings Colloq. Information Theory, Bolyai Mathematical Society*. Debrecen, 1967, 269–282.; Juhász-Nagy P.: *Elemi preferenciális folyamatok információelméleti modellezése szünbotanikai objektumokon*. Kandidátusi értekezés tézisei. Budapest, 1973; Juhász-Nagy P.: *A cönológia kezgyszisztenciális szerkezetének modellezése*. Akadémiai doktori disszertáció. Budapest, 1980; Nosek J. N.: Comparative analysis of some diversity functions under different conditions of

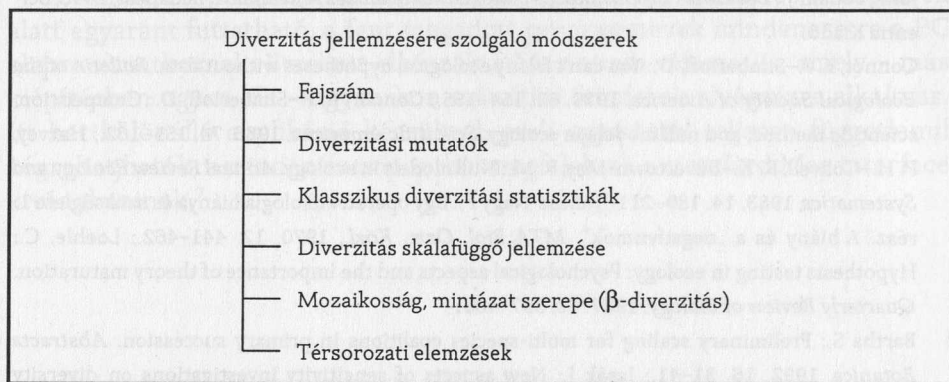
Az ökológiában gyakori a nagy mennyiségű, sokváltozós adattömeg, amelyek feldolgozása kvantitatív módszereket és gyors számítógépeket igényel. Ugyanakkor az ökológiai vizsgálatok során keletkező adatok számos különleges specifikummal rendelkeznek. Az ökológiai adatok általában „költségesek”, ugyanakkor erősen sztochasztikusak. Emiatt az adatok előkészítésének a szerepe felértékelődik. Fontos, hogy az adatokat specifikus módszerekkel és sokrétűen dolgozzák fel. A skálázási aspektusok különösen nagy fontossággal bírnak ökológiai szerepük és jelentőségük miatt.⁴

Diverzitás jellemzésére szolgáló módszerek

A diverzitás jellemzésére számos módszert dolgoztak ki. Ezek ugyanolyan sokrétűek, mint amilyen gazdag magának a diverzitásnak a fogalma. A diverzitás jellemzésére szolgáló módszerek törzsfáját mutatja az 1. ábra. A sokféleség jellemzésére használt jellemzők közül a legősibb a fajszám. A diverzitási mutatók a diverzitás kvantitatív jellemzésének korai időszakát jellemezték. A dominancia-diverzitás görbék lényegében ugyanehhez a periódushoz tartoznak és a mai napig igen jól szolgálják a közösségek diverzitását meghatározó dominanciastruktúra grafikus megjelenítését.

1. ábra

A diverzitás mérésére szolgáló módszerek fa-diagramja



sampling in sandy meadow. *Acta Bot. Acad. Sci. Hung.*, 1976. 22. 415–436.; Précsényi I.: A note on the problem of homogeneity. *Acta Botanica Hung.*, 1964. 10. 217–219.; Tóthmérész B.: *Diverzitási rendezések és térsorozatok*. Doktori disszertáció. 1994; Fekete G.–Tóthmérész B.: Vegetation Science in Hungary. *Journal of Vegetation Science*, 1993. 4. 279–282, 288–291.

⁴ Juhász-Nagy P.: Scaling problems almost everywhere; an introduction. *Abstracta Botanica*, 1992. 16. 1–5.

Lényeges váltást jelentett annak felismerése, hogy a vizsgált folyamatokban alapvető szerepe van a skálafüggésnek. A diverzitás léptékfüggő jellemzésére szolgáló módszerek csak a közelmúltban jelentek meg az ökológiában.

Régi felismerés, hogy a mozaikosságnak alapvető szerepe van a közösségek életében. A témában a legtöbbet idézett mű Watt, A. S. székfoglaló előadása.⁵ Jóllehet a jelenség mindig is ismert volt, amióta közösségi szintű ökológiai vizsgálatok léteznek. Kvantitatív megfogalmazása azonban csak napjainkban vált életően szükségszerűvé, vagy egyszerűen csak napjainkra értek meg erre a feltételek. Ezen a területen, bizton állíthatjuk, a közeljövőben is számos eredmény fog születni.

Nagyszámú diverzitási statisztika ismert. Ezek mindegyikének lehet szerepe, ha valamely ökológiai jelenség kvantifikálása éppen ilyen tulajdonságú diverzitási statisztikát igényel. Ezért fontos ezeknek az átfogó ismerete. Ugyanakkor, ha általános vizsgálat során kívánjuk alkalmazni őket – speciálisan meghatározott modellkontextus nélkül –, akkor jól körülhatárolható azoknak a módszereknek a köre, amelyeket alkalmazni érdemes. Ezek tekintetében, kimondva-kimondatlanul, egyfajta konszenzus van a szakmában. Mind az alkalmazási tapasztalatok, mind az elméleti megfontolások támogatják ezeknek a módszereknek a használatát. Nyilvánvaló és meghatározó szerepe van a *fajszám*nak mint diverzitási statisztikának. A diverzitási mutatók csak akkor használatosak, ha valamilyen okból nem ismert a dominanciastruktúrája a közösségnek. Ha eltérőek a mintaméretek és ismert a közösség dominanciastruktúrája, akkor a diverzitási mutatók helyett sokkal célszerűbb a *fajtelítődési diverzitást* vagy másnéven az *ES(m)-diverzitást* használni az *m* megfelelő megválasztása mellett. A klasszikus diverzitási statisztikák közül a *Shannon-diverzitás* használata általános. Az esetek jelentős részében azonban a fenti módszerek mindegyikét kiválthatja a diverzitási profilok használata, amely a közösség diverzitásának skálafüggő jellemzését teszi lehetővé, mivel speciális esetként ezek magukban foglalják a klasszikus diverzitási statisztikák jelentős részét. Közülük elsősorban a *Rényi-féle egy paraméteres diverzitási függvénycsalád* használatát javaslom, ami a közösségek és kutatási problémák igen széles köre esetében alkalmazható.

Diverzitási mutatók

A legfontosabb diverzitási mutató maga a *fajszám*, *ST*, amely természetes módon adódik a közösségek elemzése során. A *fajszám* a biológiai interpretáció szempontjából kitüntetett szerepe miatt semmilyen más mutatóval sem pótol-

⁵ Watt, A. S.: Contributions to the ecology of bracken. IV. The structure of the community. *New Phytologist*, 1947. 46.

ható vagy helyettesíthető. A fajszám függ a mintában lévő egyedek számától. Ezért a közösségek faji sokféleségének jellemzésére használt korai statisztikák megpróbálták a fajszám és egyedszám viszonyát valamilyen módon figyelembe venni. Ezek a *diverzitási mutatók* jórészt a fajszám és az egyedszám vagy a fajszám és a mintavételezett terület nagyságának viszonyán alapultak. A fajszám és az egyedszám arányának, ST/N -nek, a használata igen kézenfekvő. Azonban a fajszám és az egyedszám aránya nem lineáris, így célszerű olyan módon választani az arányt, hogy a számláló és a nevező között lineáris vagy lineárishoz közeli összefüggéssel leírható kapcsolat legyen. Emiatt a $\log N$ -nel vagy \sqrt{N} -nel történő osztás ajánlott. Hasonló a helyzet az $ST/\log \text{Area}$ statisztikával is, ahol *Area* annak a területnek a mérete, ahonnan az ST számú fajt begyűjtöttük.

Ezek egyszerű, könnyen és kényelmesen használható diverzitási mutatók, ugyanakkor a közösség fajainak mennyiségi eloszlását nem veszik figyelembe, így a lehetséges információnak csak egy töredékét használják. Természetesen adódhat olyan eset, hogy az egyes fajok gyakoriságai nem állnak rendelkezésre (pl. régebbi vagy más célú adatfelvételek esetén). Ilyen esetekben ezek a diverzitásmutatók hasznosak lehetnek.

Diverzitásfüggvények

Azok a diverzitásfüggvények, amelyek a közösség abundancia-dominancia struktúráján alapulnak, az ökológia eszköztárának gyakran használt eszközei. Több módszert javasoltak, amelyek közül csak néhány használatos általánosan; elsősorban a *Shannon-diverzitás*. A Shannon-diverzitás mellett a másik leggyakrabban használt diverzitási statisztika a *Simpson-diverzitás*, vagy más néven *kvadratikus diverzitás*. A *Brillouin-diverzitást* kisebb minták vagy véges, összes egyedében leszámított közösség esetében szokás használni. A *McIntosh-diverzitást* viszonylag ritkábban használják a szakirodalomban. Igen sajátos a *Berger-Parker-féle* diverzitás. Ennek értéke csak a közösség leggyakoribb fajának relatív abundanciájától függ. A módszer tagadhatatlanul rendelkezik azzal az előnnyel, hogy az eredmény nem függ a ritka fajok által előidézett mintavételi hibáktól. Ugyanakkor az is nyilvánvaló, hogy nem is tükrözi érdemben a közösség abundanciastruktúráját, hiszen értékét csak a domináns faj dominanciája szabja meg.

A diverzitás értelmezésében központi szerepet játszik az *RTS-diverzitás*, jóllehet interpretációja biológiai szempontból is evidensen adódik. $RTS(j)$ éppen azt adja meg, hogy a közösség első j faja milyen mértékben dominálja a közösséget:

$$RTS(j) = p_{[j+1]} + p_{[j+2]} + \dots + p_{[S]}$$

Mozaikosság, β -diverzitás

A terepen dolgozó biológusok számára sosem volt kétséges, hogy a közösségek egyik legszembetűnőbb tulajdonsága a mozaikosság. Szükségszerűen adódik, hogy megkülönböztessük azt az esetet, amikor egy homogén növényzeti folt magas diverzitású, attól az esettől, amikor viszonylag fajszegény foltok variábilis komplexe révén áll elő a magas fajszám. Ezért javasolta Whittaker⁶ az α -diverzitás elnevezést a homogén foltok diverzitásának megnevezésére. Ezzel egyidejűleg javasolta, hogy nevezzük β -diverzitásnak azt a jelenséget, hogy folt-ról foltra milyen mértékben variábilis a fajösszetétele a közösségnek. Beszélhetünk γ -diverzitásról is, ami azt jelöli, hogy egy tájegységben milyen módon változnak a különféle társulások. Ha a diverzitás előtt semmilyen jelző sem szerepel, akkor azon α -diverzitást szokás érteni, ha a kontextusból nem derül ki egyértelműen más.

A β -diverzitást az eddig ismertetett módszerek segítségével nem lehet megragadni. Szintén Whittaker javasolt elsőként egy módszert a β -diverzitás szám-szerűsítésére. Az eljárás azon alapszik, hogy a közösségből származó minták átlagos fajszámát, $\text{aver}(S)$, összevetjük az össz fajszámmal, ST -vel:

$$\beta_w = \frac{ST}{\text{aver}(S)} - 1$$

Ha minden faj jelen van minden mintában, akkor a közösség β -diverzitása, β_w , éppen nulla. Ekkor a fajkészlet mintáról mintára történő variabilitása valóban nulla; a szakmai intuíciónk alapján is evidens az eredmény. Minél kevesebb faj van jelen a mintákban a teljes fajkészletből, annál nagyobb lesz a β_w értéke.

A β -diverzitás méltatlanul elhanyagolt az ökológiai szakirodalomban. Ráadásul nem kap kellő hangsúlyt a mozaikosság és egy gradiens mentén történő fokozatos fajkészletváltás megkülönböztetése sem. Holott nyilvánvaló, hogy a két jelenség jelentősen különbözik.

Routledge az alábbi β -diverzitás-függvényt ajánlotta:⁷

$$\beta_R = \frac{ST^2}{2r + S} - 1,$$

ahol r azon fajpárok száma, amelyek legalább egy mintában előfordultak együtt, r maximális értéke $ST(ST-1)/2$. Így látható, hogy a β_R -rel jellemzett diverzitás értéke nulla, ha minden faj előfordult minden fajjal legalább egyszer a mintákban. A β -diverzitásnak ez az értelmezése a fajpárok előfordulásán alapszik.

⁶ Whittaker, R. H.: Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecol. Monographs*, 1960. 30. 279–338.

⁷ Routledge, R. D.: On Whittaker's components of diversity. *Ecology*, 1977. 58. 1120–1127.

A fentiekől eltérő módon ragadja meg a β -diverzitás számszerűsítésének problémáját Tóthmérész B.⁸ A β -diverzitás mértékéül az alábbi

$$\text{Div}_\beta = (S_u + S_t)d_{tu}$$

statisztikát ajánlotta, ahol S_u az u minta, míg S_t a t minta fajszáma és d_{tu} valamilyen bináris vagy kvantitatív különbség. Ez a mennyiség a β -diverzitás két előző mérőszámával ellentétben nem 0 és 1 közötti értékeket vesz fel, hanem egy fajszám jellegű mennyiség. Ha az u mintában és a t mintában egyetlen közös faj sincs, akkor a különbségük 1, és így Div_β értéke a két kvadrát fajszámának összege. Ha a két minta teljesen azonos fajösszetételű, akkor a különbségük nulla és így a fajösszetétel variabilitását jellemző β -diverzitás értéke is 0. Ellentétben a két korábbi β -diverzitási mérőszámmal, Div_β mindig két mintára vonatkozóan ad meg egy számot, és nem a teljes közösségre. Ha a közösségre vonatkozóan n mintánk van, akkor $n(n-1)/2$ darab Div_β értéket kapunk, ami közvetlen formában még viszonylag kisszámú minta esetén sem áttekinthető. Egyfajta kompromisszumos megoldást jelent ezeknek az értékeknek az átlagával jellemezni a közösség β -diverzitását. Jóval hatékonyabban szemléltethetjük a közösség β -diverzitását, ha egy nem paraméteres hisztogrambecslési eljárás segítségével megrajzoljuk a mintapárok Div_β értékeinek eloszlását. Ez a módszer valóban lényegi módon ragadja meg a β -diverzitás kvantifikálásának problémáját. A Whittaker-féle β_w , éppen egyszerűsége révén, szintén jól használható a „komplikációmentes” esetekben. A Routledge-féle β_R bizonyos szempontból nem a mozaikosság mérése, hanem a mintázati kényszerek kvantifikálása irányába mozdul el. Így nem mindig a mozaikosság nagyságát adja meg. A mintázati kényszerek jellemzésére a Juhász-Nagy-féle indirekt szemléletű módszerek β_R -nél sokkal alkalmasabbak. A fenti módszerek alkalmazása trópusi epifil mohákra megtalálható Pócs T. és Tóthmérész B. cikkében.⁹

Skálafüggő kvantitatív módszerek

Sokféleképpen lehet skálázni és a skálázás mikéntjétől függően ugyanazon jelenségnek más-más aspektusait vizsgálhatjuk. A skálázási lehetőségek sokféleségéből adódóan gyakran egyidejűleg hat több skálázási probléma. Éppen ezért hangsúlyozandó, hogy a skálázás önmagában egy kvantitatív módszer, ami az adatok sokrétűbb feldolgozását és így a vizsgált ökológiai jelenségek gazdagabb értelmezését teszi lehetővé. Ugyanakkor ez korántsem jelenti azt,

⁸ Tóthmérész B.: *Diverzitási rendezések*. Budapest, 1997, Scientia Kiadó.

⁹ Pócs T.-Tóthmérész B.: Follicolous bryophyte diversity in tropical rainforests. *Abstracta Botanica*, 1997. 21. 135–144.

hogy ettől könnyebb lesz az ökológusok élete. Ennek valószínűleg éppen az ellenkezője igaz: maradnak az eltérő skálázások és marad a kutató szakmai felelőssége és szaktudása, hogy döntsön, melyik reprezentációt fogadja el az adott ökológiai vizsgálat szempontjából relevánsnak. Tóthmérész B. több, viszonylag egyszerű és bonyolultabb tereppélda esetében is szemlélteti,¹⁰ hogy a skálázási jelenségek már igen egyszerű ökológiai vizsgálatok esetében is fellépnek és megkerülésük aligha lehetséges.

Diverzitás skálafüggő jellemzésére szolgáló módszerek (diverzitási rendezések)

A diverzitási rendezés nem egyetlen vagy néhány diverzitásfüggvény alapján hasonlítja össze a közösségeket, hanem egy olyan függvénycsalád alapján, amelynek van egy skálaparamétere. A paraméter kicsiny értékeinél a diverzitásfüggvény a ritka, míg a paraméter nagy értékeinél a tömeges fajok diverzitására érzékeny. Ha az így kapott diverzitásokat a skálaparaméter függvényében ábrázoljuk, akkor egy görbét kapunk, amelyet a közösség *diverzitási profiljának* szokás nevezni. Amennyiben két összehasonlítandó közösség diverzitási profiljai nem metszik egymást, akkor azt mondjuk, hogy a két közösség *diverzitás szerint rendezhető* és az a közösség a diverzebb, amelynek fentebb fut a görbéje. Amennyiben a két görbe metszi egymást, akkor a két közösség *diverzitás alapján nem rendezhető*, mert a ritka fajok tekintetében az egyik, míg a domináns fajok vonatkozásában a másik közösség a diverzebb.

Számos egy paraméteres diverzitási függvénycsalád ismert, amelyek maguk is nagyobb egységekbe rendezhetők jellegük alapján. A legrégebben ismertek a Shannon-entrópia általánosításaként adódó *általánosított entrópia görbék*. A *kumulatív relatív abundancia görbék* közvetlen biológiai interpretációval rendelkeznek. Lényegében azt mérik, hogy a közösség leggyakoribb *j* faja milyen mértékben dominálja a közösséget. Az eddig említettek mind ún. *dominanciastruktúra alapján skálázó diverzitási rendezések*. Egészen más jellegűek a *fajtelitődési diverzitási rendezések*, amelyek esetében a dominanciastruktúra mellett a mintaméret is szerepet játszik a skálázásban. Ez utóbbiak esetében különösen fontos, hogy mód van a denzitásfüggő és denzitásfüggetlen reprezentációk megvalósítására.¹¹ Ennek akkor van jelentősége, amikor az összehasonlítandó közösségek denzitása jelentősen eltér.

A diverzitási rendezések részletes elemzését Tóthmérész B. idézett könyvében találhatjuk. Vizsgálatai alapján a *Rényi-féle* és a *logaritmikus domi-*

¹⁰ Tóthmérész B.: i. m. (1997).

¹¹ Részletesebben lásd: Tóthmérész B.: i. m. (1997).

nanciaösszeg szerinti rendezés használata kis és nagy fajszerű közösségek esetén egyaránt ajánlott, míg az *exp(Rényi) diverzitási rendezés* kis és közepes fajszerű közösségek esetén ad jól interpretálható görbét.

Komparatív függvények

Léptékfüggő hasonlóságfüggvényekről eddig kevés vizsgálat készült. Ha két közösség hasonló a tömeges fajok szintjén, de nagy eltérések vannak a ritkák vagy közepesen gyakori fajok tekintetében, akkor mindenképpen hasznos volna kvantitatív formában is megfogalmazhatóvá tenni ezt az állítást. Ehhez olyan hasonlóságfüggvényekre van szükség, amelyek lehetővé teszik valamilyen formában a léptékfüggés figyelembevételét. A közismert bináris hasonlóságfüggvények, mint amilyen a *Jaccard*- vagy a *Rogers-Tanimoto*-féle hasonlóságfüggvény, a 2×2 -es kontingenciatábla standard jelölésein alapulnak. Podani J. (1978) a szokványostól némiképp eltérően egy olyan súlyozást ajánlott, ahol az egyes fajokhoz rendelt súlyok egy alkalmasan választott súlyfüggvény révén az egyes fajokhoz az adatstruktúra alapján rendelik hozzá a súlyértékeket. Ilyen módon egy súlyozott különbségfüggvényt javasolt. Ennek általánosításaként az alábbi módon definiálhatunk egy súlyozott disszimilitás-függvényt:¹²

$$d(r, t) = \sum_{i=1}^m \text{weight}(i) |I_{ri} - I_{ti}|$$

I_{ri} egy indikátorfüggvény, amelynek értéke 1, ha az i faj jelen van az r kvadrátban és 0, ha hiányzik abból a kvadrátból. Nyilvánvaló, hogy a *weight(i)*-vel jelölt súlyfüggvény a fajokhoz rendel hozzá súlyértékeket és a presencia-abszencia különbsége. A súlyok a fajok kvadrátokban való bináris reprezentáltsága alapján állnak elő. A javasolt súlyfüggvény a Shannon-féle entrópián alapult, és

$$\text{weight}(i) = p_i \log p_i + (1 - p_i) \log (1 - p_i)$$

révén definiált. p_i azon kvadrátok relatív gyakorisága, ahol az i faj előfordult. Podani J. (1978) a *weight(i) = p_i* súlyozást ajánlotta. A Podani-féle súlyozás esetében a súlyérték a (bináris) előfordulási gyakoriságok lineárisan növekvő függvénye, míg a másik esetben ez egy „púpos teve” görbét ír le. Már az eddigiekből is sejthető, hogy pl. a Rényi-féle entrópiák bevezetésével, és számos más módon is, a fenti típusú disszimilitás-függvények skálafüggővé tehe-

¹² Tóthmérész B.: Weighted dissimilarity measures for binary data. *Abstracta Botanica*, 1996. 20. 105-108.

tők. A Rényi-féle entrópián alapuló súlyozás az alábbi módon adható meg ($\alpha \geq 0$):

$$WR(\alpha) = \frac{\log \left\{ p_i^\alpha + (1 - p_i)^{\frac{1}{1-\alpha}} \right\}}{1 - \alpha}$$

Itt α lényegében egy skálaparaméterként interpretálható. Számos további módon bevezethetők azonban skálaparaméterrel rendelkező súlyfüggvények.

A Podani-féle lineáris, illetve a nem lineáris súlyozás esetében Tóthmérész B. azt találta, hogy az ilyen módon súlyozott különbözőségek jobban vagy lényegesen jobban interpretálható eredményeket adnak mint a hagyományos, súlyozatlan komparatív függvények.¹³ Virágh K. és Fekete G. szintén kedvező tapasztalatokról számolt be.¹⁴ Tóthmérész az általa elemzett transzszekt vizsgálatban a nem lineáris súlyozást valamelyest jobban interpretálhatónak találta, mint a lineárist. A két súlyozás viszonya azonban korántsem triviális és a legkevésbé sem lehetünk bizonyosak benne, hogy minden szituációban ugyanúgy viselkednek. Ennek legfőbb oka az, hogy a disszimilitás kialakításában nem a súlyok, hanem a súlyoknak a prezencia-abszenciabeli különbségekkel vett szorzata vesz részt. Ez pedig már lényegesen megbonyolítja az előbb még egyszerűnek látszó interpretációt. Tóthmérész B. tett egy javaslatot, hogyan lehetne vizuálisan megjeleníteni ezt a komplex hatást.¹⁵ Podani J. könyve is¹⁶ tartalmaz egy ilyen lehetőséget. Ezeknek a lehetőségeknek az alapos vizsgálata azonban mindenképpen a jövő feladata.

A fentiek szellemében nyilvánvalóan adódik az uniform súlyfüggvény bevezetése. Ekkor mindegyik fajhoz, az előfordulási gyakoriságától függetlenül ugyanazt a súlyértéket rendeli. Tekinthetjük, interpretálhatjuk ezt „súlyozatlan” esetként. Ekkor a súlyozott bináris különbözőség éppen a simple matching coefficienssel azonos.¹⁷

A kvantitatív skálafüggő hasonlóságfüggvények kifejlesztésének egy másik lehetősége a diverzitás léptékfüggő jellemzésével van összefüggésben. Az egyik lehetőség a kumulált relatív abundanciagörbéken alapuló diverzitási rendezésekhez kapcsolódik. A másik lehetőség jóval nagyobb formális matematikai apparátus felvonultatása kapcsán mutatható csak meg. Érdekesekek ezek a megoldások, mert tetszőleges diverzitásfüggvényekből kiindulva hoznak létre szimilitásfüggvényeket. Ez két okból fontos. Egyrészt azért, mert a diverzitásfüggvények esetén a legjobban kidolgozottak és a biológiai alkalmak-

¹³ Tóthmérész B.: i. m. (1997).

¹⁴ Virágh K.-Fekete G.: Degradation stages in a xeroseries: composition, similarity, grouping, coordination. *Acta Botanica Hung.*, 1984. 30. 427-459.

¹⁵ Tóthmérész B.: i. m. (1997).

¹⁶ Podani J.: i. m.

¹⁷ Tóthmérész B.: i. m. (1996).

zások szempontjából is leginkább ismertek a skálafüggő megoldások. Másrészt azért, mert a diverzitásfüggvények alkalmazásának nagy a háttériródalma, és viszonylag jól ismert, hogy milyen típusú diverzitásfüggvények milyen típusú struktúrákra érzékenyek. Ez átörökítődik a hasonlóságfüggvényekre is, így segíti az eredmények biológiai interpretációját.

A pályázat eredményeihez kapcsolódó publikációk listája

- Magura T.–Tóthmérés B.: Testing edge effect on carabid assemblages in an oak hornbeam forest. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*, 1997. 43. 303–312.
- Magura T.–Tóthmérés B.–Bordán Zs.: Comparison of the carabid communities of a zonal oak-hornbeam forest and pine plantations. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*, 1997. 43. 173–182.
- Pócs T.–Tóthmérés B.: Follicolous bryophyte diversity in tropical rainforests. *Abstracta Botanica*, 1997. 21. 135–144.
- Tóthmérés B.: Diversity characterizations. In Zempléni, A. (ed.): *Statistics at Universities: Its Impact for Society*. Budapest, 1997, Eötvös Univ. Press, 107–113.
- Magura T.–Tóthmérés B.: Diversity as an indicator in environmental assessment: A case study for carabids (*Coleoptera: Carabidae*). In Tóth E.–Horváth R. (eds.): *Research in Aggtelek National Park and Biosphere Reserve*. ANP Directorate, 1997, 123–126.
- Magura T.–Tóthmérés B.: Effect of forest-edge to maintain the diversity of a carabid (*Coleoptera*) community. In Tóth E.–Horváth R. (eds.): *Research in Aggtelek National Park and Biosphere Reserve*. ANP Directorate, 1997, 127–130.
- Magura T.–Tóthmérés B.: Comparison of the carabid communities of a zonal *Querco-Carpinetum* and pine plantations. In Tóth E.–Horváth R. (eds.): *Research in Aggtelek National Park and Biosphere Reserve*. ANP Directorate, 1997, 131–135.
- Tóthmérés B.: New Trends in Measuring Diversity. In Tóth E.–Horváth R. (eds.): *Research, Conservation, Management*. ANP Directorate, 1997, 169–175.
- Tóthmérés B.: *Diverzitási rendezések*. Budapest, 1997, Scientia Kiadó.
- Tóthmérés B.: *Scale-Dependent Diversity Characterizations*. IAVS Symposium, Česke Budejovice, 1997.
- Tóthmérés B.–Erdei Zs.: *Multispecies Spatial Point Patterns*. IAVS Symposium, Česke Budejovice, 1997.
- Tóthmérés B.–Matus G.: *Effect of Grazing on the Fine-Scale Spatial Structure of a Grassland Community*. IAVS Symposium, Česke Budejovice, 1997.
- Tóthmérés B.: *NuCoSA: Number Cruncher for Community Studies and Other Ecological Applications*. IAVS Symposium, Česke Budejovice, 1997.
- Tóthmérés B.: *DivOrd: Scale-dependent Diversity Comparisons for Communities*. IAVS Symposium, Česke Budejovice, 1997.
- Erdei Zs.–Tóthmérés B.: *MULTI-PATTERN: Pattern analysis for multispecies communities*. IAVS Symposium, Česke Budejovice, 1997.

- Tóthmérész B.: *Diverzitás: A kibontakozó jövőkép*. IV. Magyar Ökológus Kongresszus, Pécs, 1997.
- Tóthmérész B.: *Szekunder szukcessziós folyamatok térbeli vonatkozásai a Rejtekek-projekt kapcsán*. IV. Magyar Ökológus Kongresszus, Pécs, 1997.
- Tóthmérész B.: *Térsorozati elemzések általános vonatkozásai*. IV. Magyar Ökológus Kongresszus, Pécs, 1997.
- Magura T.–Tóthmérész B.: *Nem őshonos fenyőtelepítések hatása a futóbogár-közösségekre (Coleoptera: Carabidae)*. IV. Magyar Ökológus Kongresszus, Pécs, 1997.
- Tóthmérész B.: *Paradigmaváltások a szukcessziós és degradációs folyamatok kutatásában*. MTA Biológiai Osztályának nyilvános ülése, Budapest, 1997.
- Tóthmérész B.: *Scale-Dependent Diversity Characterizations in Ecology. Statistics at Universities: Its Impact for Society*. 1997.

II. rész

Konzervációs kutatások

**Védett és veszélyeztetett növényfajok
génmegőrzése, génbanki kezelése,
populációbiológiai kutatása és mesterséges
állományfejlesztése, 1997**

II. rész

Konzervációs kutatások

Pitka és védett növényfajaink természetvédelmi pusztulása a leggyorsabb be-
szárazást igényli a hazai élővilág genetikai megőrzésére. Mind nagyobb
számra végveszélybe kerülnek a hazai növényfajok száma. 40 fajunk már
közvetlenül végveszélyben van, 114 pedig aktuálisan veszélyeztetett. A véde-
lem megőrzésére a természetvédelemnek fontosabb szerepet nyernek és
szükség van a természetvédelem mellett egyúttal kifeje-
zett mesterséges szaporítási módszerek és visszatelepítési technikák.
Mint ahogy Magyarországon is csaknem biztosnak látszott jó néhány termőhely
pusztulása, halaszthatatlannak látszik a leginkább veszélyeztetett termőhelyek
részletes fémérőztetése, megőrzésük kidolgozása, valamint az ott élő populá-
ciókra vonatkozóan konzervációbiológiai vizsgálatok megindítása, különös
képpen a kegyelvényekkel rendelkező, ritka fajok esetében.

Általánosan ismert, hogy 1996-1997-ben a 33/1993. KTM-rendeletnek megfelelően alap-
on 12 veszélyeztetett hazai faj génbanki megőrzési lehetőségeit, fenntartása-
nak feltételeit vizsgáltuk és szaporításbiológiai vizsgálatát végeztük el a botani-
kus kert kiértékelési ténnyel áttelepített populációminták segítségével. Egyidejűleg
vizsgáltuk a termőhelyek és a hazai élő növények, valamint a populációminták
rendszeres megfigyelését, különös tekintettel szaporításbiológiai sajátossá-
gukra. Kidolgoztuk az optimális termesztési szaporítási módokat, a paléto-
pára és technológiát és a legalkalmasabb visszatelepítési módszereket.

A munka során elvégeztük a termőhelyi felméréseket, a populációminták
gyűjtését és botanikus kertbe telepítését majd ezekből genalap-tartalek gyű-
jtését, az áttelepített populáció növekedési feltételeinek vizs-
gálatát és a fenntartás módjának optimalizálását, továbbá populációminták
szaporításának rendszeres biológiai és szaporításbiológiai megfigyelését
a megfigyelt tulajdonságok alapján került sor a szaporításbiológiai kísér-
letek elvégzésére és az optimális módszerek kidolgozására. Vegül kidolgoztuk
a fajok visszatelepítési stratégiáját és a gyakorlatiabb módszereit.

Védett és veszélyeztetett növényfajok génmegőrzése, génbanki kezelése, populációbiológiai kutatása és mesterséges állományfejlesztése, 1997

Ritka és védett növényfajaink termőhelyeinek pusztulása a leggyorsabb beavatkozást igényli a hazai élővilág sokféleségének megőrzésére. Mind nagyobb számú a végveszélybe kerülő populációk és termőhelyek száma. 40 fajunk már közvetlenül végveszélyben van, 114 pedig aktuálisan veszélyeztetett. A védelem megszervezésén túlmenően kényszermegoldásként egyre fontosabb szerepet nyernek az ex-situ konzervációbiológiai eljárások s a vele együtt kifejlődött mesterséges szaporítási módszerek és visszatelepítési technológiák. Minthogy Magyarországon is csaknem biztosnak látszott jó néhány termőhely pusztulása, halaszthatatlannak láttuk a leginkább veszélyeztetett termőhelyek részletes felmérését, megmentésük kidolgozását, valamint az ott élő populációkra vonatkozóan konzervációbiológiai vizsgálatok megindítását, különös tekintettel a kevés lelőhellyel rendelkező, ritka fajok esetében.

A téma keretében 1996–1997-ben a 12/1993. KTM-rendelet névsora alapján 12 veszélyeztetett hazai faj génbanki megőrzési lehetőségeit, fenntartásának feltételeit vizsgáltuk és szaporításbiológiai vizsgálatát végeztük el a botanikus kerti kísérleti térre áttelepített populációminták segítségével. Egyidejűleg folytattuk a termőhelyek és a rajta élő növények, valamint a populációminták rendszeres megfigyelését, különös tekintettel szaporodásbiológiai sajátosságaira. Kidolgoztuk az optimális természetes szaporítási módokat, a palántanevelés technológiáját és a legalkalmasabb visszatelepítési módszereket.

A munka során elvégeztük a termőhelyi felméréseket, a populációminták gyűjtését és botanikus kertbe telepítését, majd ezekből géalap-tartalekgyűjtemény létesítését, az áttelepített populációk növekedési feltételeinek vizsgálatát és a fenntartás módjának optimalizálását, továbbá populációminták változásainak rendszeres fenológiai és szaporodásbiológiai megfigyelését. A megfigyelt tulajdonságok alapján került sor a szaporítástechnológiai kísérletek elvégzésére és az optimális módszerek kidolgozására. Végül kidolgoztuk a fajok visszatelepítési stratégiáját és leghatékonyabb módszereit.

A MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete (ÖBKI) botanikus kertjében védett és ritka hazai növényeink megőrzésére már az 1950-es évek elején kísérletek indultak *Pénzes Antal* irányításával. Munkáját 1954-ben a kert új vezetője, *Újvárosi Miklós* vette át, aki a gyűjtemények nagyarányú fejlesztése mellett gondoskodott a hazai flóra jó néhány ritka képviselőjének betelepítéséről és konzervációbiológiai tulajdonságaik, tűrőképességük megfigyeléséről. A mind jobban erősödő, növényfajaink védeltségi szintjének megállapítását célzó szakmai törekvések hatására 1965-től e tevékenység tervszerű formát öltött Vácrátóton *Galántai Miklós* vezetésével, aki a leginkább veszélyeztetettnek látszó fajokból élő populációmintákat ültetett be kerti kísérleti parcellákba, hogy rajtuk rendszeres fenológiai és szaporodásbiológiai megfigyeléseket végezzen. Ezzel alapozta meg a téma keretében intenzíven elkezdett mesterséges szaporítási kísérleteket. Az optimális generatív és vegetatív szaporításmódok kidolgozása később országszerte hosszú távú természetvédelmi programok része lett, amelyek a hazai védett állományok pontos felmérését célzó széles körű térképezési munka eredményeire támaszkodtak. Intézetünk is 3 éves program keretében 56 veszélyeztetett termőhely állományfelvételezését végezte el *Borhidi Attila* vezetésével. Régi tapasztalatokra is alapozva kezdődtek az 1980-as évektől az ex-situ konzervációs kísérletek a jelen téma vezetőjének irányításával. Segítséget jelentett számunkra, hogy bizonyos összehangolást és információs együttműködést teremtettünk több, a témában érdekelt társintézménnyel. Eredményeink további pályázati támogatás segítségével megalapozhatnák egy országos koordinációs fórum megalapítását – akár az országos biodiverzitás monitorozó program keretében –, amely adatbank formájában is folyamatosan nyilvántartaná és összefogná a témában folyó széles körű kutatási és főként ellenőrző tevékenységet.

Eddigi tapasztalataink igazolták, hogy a legtöbb veszélyeztetett növény, így a témában szereplő 12 faj populációi is, megfelelő időben elkezdett mesterséges szaporítással elkerülhetik a kipusztulás veszélyét.

Módszerek

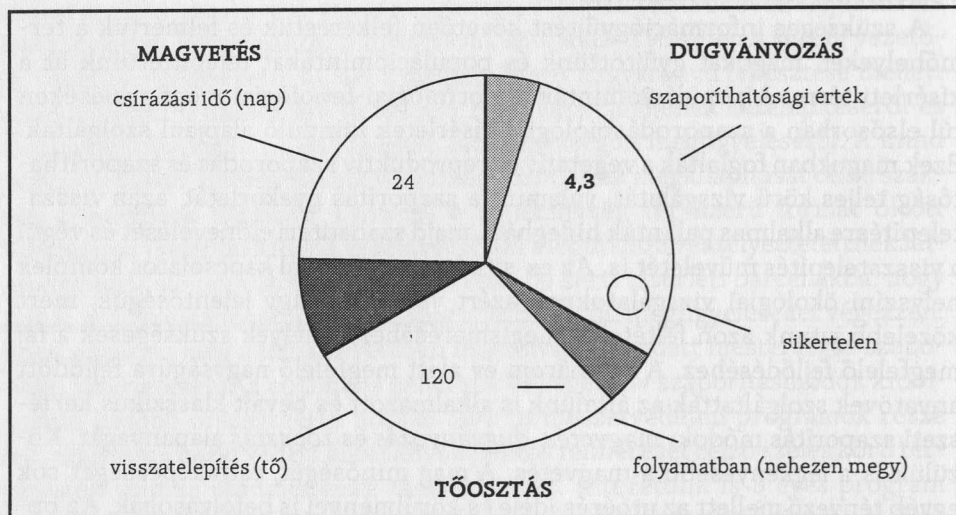
Régóta szerzett tapasztalatainkat e téma munkái is megerősítették: az eredményesség, de főleg a hatékonyság ilyen jellegű vizsgálatnál csak úgy biztosítható, ha az időt maximálisan kihasználva minden lehetséges részfeladatot egyidejűleg elvégzünk. Az egyre súlyosbodó idő- és gépkocsi-problémák a terepmunka racionális megtervezését igénylik, ami gyakran váratlan és betervezetlen részfeladatok elvégzését is szükségessé teheti. Ezért az összes fajjal egyszerre kezdtünk az első évben, ami a nehezebb esetek kiválasztását már korai stádiumban lehetővé tette. Így az éves ütemezés főként a fontosabb munkafolyamatok súlyozására szorítkozott, mint az első években a maggyűj-

tés és betelepítés, fenntartási feltételek optimalizálása, az utolsó évben pedig a palántanevelés és visszatelepítés.

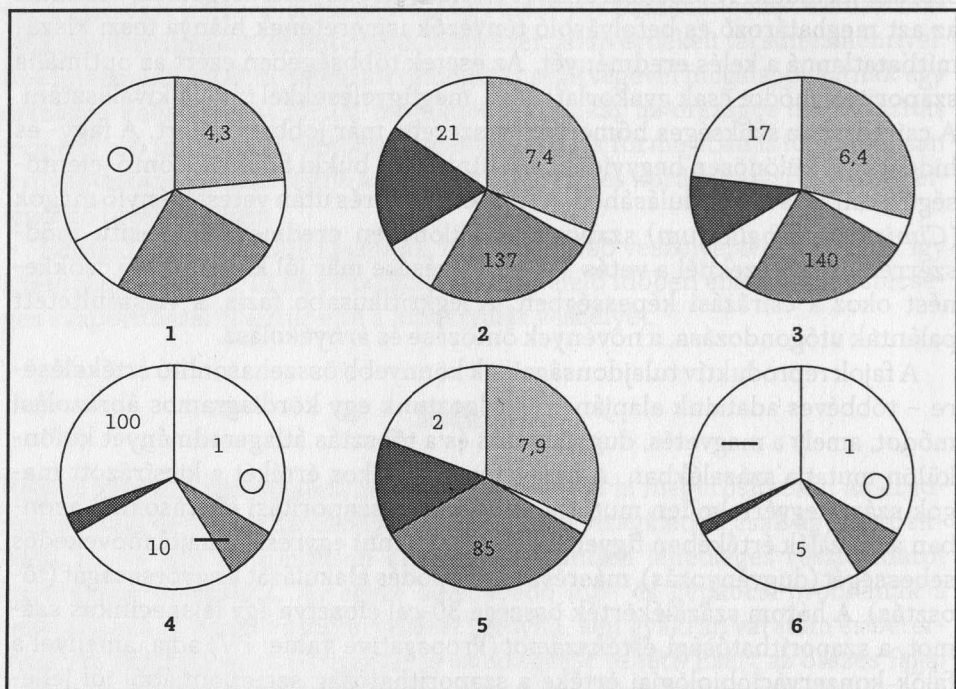
A szükséges információgyűjtést követően felkerestük és felmértük a termőhelyeket, magokat gyűjtöttünk és populációmintákat telepítettünk át a kísérleti térre. A populációminták a morfológiai-fenológiai megfigyeléseken túl elsősorban a szaporodásbiológiai kísérletek kiinduló alapjául szolgáltak. Ezek magukban foglalták a vegetatív és reproduktív szaporodás és szaporíthatóság teljes körű vizsgálatát, valamint a szaporítás gyakorlatát, azaz visszatelepítésre alkalmas palánták hidegházi, majd szabadtéri előnevelését és végül a visszatelepítés műveletét is. Az ex situ konzervációval kapcsolatos komplex helyszíni ökológiai vizsgálatoknak azért van igen nagy jelentőségük, mert közelebb jutunk azon feltételek megismeréséhez, amelyek szükségesek a faj megfelelő fejlődéséhez. A két-három év alatt megfelelő nagyságúra fejlődött anyatövek szolgáltatták az általunk is alkalmazott és bevált klasszikus kertészeti szaporítás módok: *magvetés*, *dugványozás* és *tőosztás* alapanyagát. Közülük is a legkényesebb a magvetés. A mag minőségét, csíráképességét sok egyéb tényező mellett az utóérés ideje és körülményei is befolyásolják. Az optimális csíráérettséget általában csak a magok kis százaléka éri el, nagy részük hosszabb-rövidebb nyugalmi állapotba kerül, amit a magok kelésidejének nagy szórása jól mutat. A pihenési állapot élettani törvényszerűségeinek, valamint az azt meghatározó és befolyásoló tényezők ismeretének hiánya teszi kiszámíthatatlanná a kelés eredményét. Az esetek többségében ezért az optimális szaporítási módot csak gyakorlati úton, megfigyelésekkel tudjuk kiválasztani. A csírázáshoz szükséges hőmérséklet szerepe már jobban ismert. A fagy- és hideghatás különösen hegyvidéki, esetünkben a bükki fajoknál döntő jelentőségű a csírázás megindulásához. A közvetlenül érés után vetést igénylő magok (*Cimicifuga*, *Thalictrum*) szaporítása különösen eredményes ex-situ módszerrel, hiszen ezeknél a vetés 1-2 hetes késése már jól kimutatható csökkenést okoz a csírázási képességben. A legkritikusabb fázis, a visszaültetett palánták utógondozása, a növények öntözése és árnyékolása.

A fajok reproduktív tulajdonságainak könnyebb összehasonlító értékelésére – többéves adataink alapján – kidolgoztunk egy kördiagramos ábrázolási módot, amely a magvetés, dugványozás és a tőosztás átlageredményét külön-külön mutatja százalékban. A magvetés százalékos értékét a kicsírázott magok száma egyértelműen mutatta. A vegetatív szaporítási eljárásoknál azonban a százalék értékében figyelembe kellett venni egyrészt a hajtásnövekedés sebességét (dugványozás), másrészt a töfejlődés alakulását és gyorsaságát (tőosztás). A három százalékérték összege 30-cal elosztva egy fajspecifikus számot, a szaporíthatósági *értékszámot* (Propagative value: PV) adja, amellyel a fajok konzervációbiológiai értéke a szaporíthatóság szempontjából jól jellemezhető és összehasonlítható. A kördiagramos ábrázolás szerkesztésmódja az 1. ábrán, a vizsgált 12 faj kördiagramjai a 2. és 3. ábrákon láthatók.

1. ábra

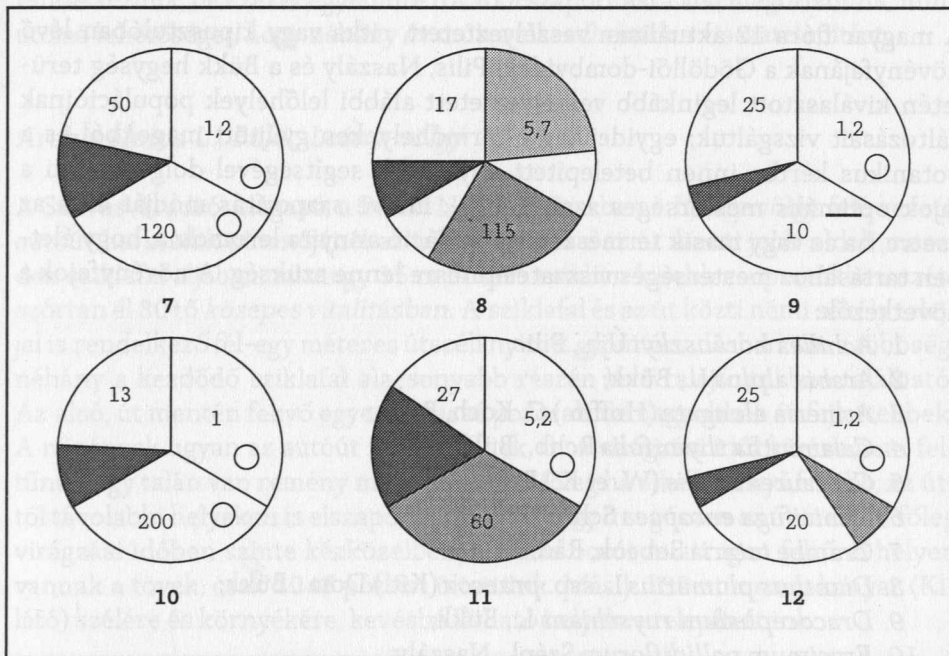


2. ábra



Jelmagyarázat: 1. *Achillea horánszkyi*; 2. *Arabis alpina*; 3. *Armeria elongata*; 4. *Calamintha thymifolia*; 5. *Centaurea mollis*; 6. *Cimicifuga europaea*.

3. ábra



Jelmagyarázat: 7. *Crambe tartaria*; 8. *Dianthus plumarius*; 9. *Dracocephalum ruyschiana*; 10. *Erysimum pallidiflorum*; 11. *Telekia speciosa*; 12. *Thalictrum foetidum*.

A termőhelyek veszélyeztetettségének pontosabb értékelésére és összehasonlítására a szaporíthatósági értékszámhoz hasonló skálát dolgoztunk ki az alább felsorolt tényezők fennállása és mértéke alapján (nincs: 0; gyengén károsodott: 1; erősen károsodott: 2). Az összes káros tényező maximális fennállása adja a *természetvédelmi érték* (TV) maximális 10 pontját. Az értékelésnél figyelembe vettük a közeljövőben nagy valószínűséggel várható káros változásokat is. Minthogy a tényezők változnak, az érték évenként is módosulhat. Gyakori eset, hogy a hatótényezők közül akár önmagában egy is a populáció pusztulását okozhatja megfigyeléseink szerint: ilyen esetekben ennek betűjét is feltüntetjük az értékszám után.

A – a populáció ökológiai alapállapota: az egyedek becsült (látható) vitalitása;

E – közvetlen emberi beavatkozás: autóúttól, gyalogösvénytől, pihenőtől való távolság, kipufogó gázok, por, rablóturizmus veszélye;

K – közvetett emberi beavatkozás: ipari, gazdasági (erdőművelés) használat;

T – természeti károsító hatások: aszály, tűz, kórokozó élőlények, vadkár;

V/L: víz- és/vagy levegőszennyezettség: füst, gázok, műtrágya.

A vizsgálat anyaga

A magyar flóra 12 aktuálisan veszélyeztetett, ritka vagy kipusztulóban lévő növényfajának a Gödöllői-dombvidék, Pilis, Naszály és a Bükk hegység területén kiválasztott leginkább veszélyeztetett alábbi lelőhelyek populációinak változásait vizsgáltuk; egyidejűleg e termőhelyeken gyűjtött magokból és a botanikus kertbe innen betelepített anyatövek segítségével dolgoztuk ki a fajok optimális mesterséges szaporodás-, illetve szaporítás módját arra az esetre, ha ez vagy másik természetes populáció annyira leromolna, hogy életben tartásához mesterséges visszatelepítésre lenne szükség. A növényfajok a következők:

1. *Achillea horánszkyi* Újh., Pilis;
2. *Arabis alpina* L., Bükk;
3. *Armeria elongata* (Hoffm.) C. Koch, Bükk;
4. *Calamintha thymifolia* Rchb., Bükk;
5. *Centaurea mollis* (W. et K.) Bess., Bükk;
6. *Cimicifuga europaea* Schip., Bükk;
7. *Crambe tataria* Sebeok, Rád;
8. *Dianthus plumarius* L. ssp. *praecox* (Kit.) Dom., Bükk;
9. *Dracocephalum ruyschiana* L., Bükk;
10. *Erysimum pallidiflorum* Szépl., Naszály;
11. *Telekia speciosa* (Schr.) Baumg., Bükk;
12. *Thalictrum foetidum* L., Bükk.

A termőhelyi populációk állapota

Achillea horánszkyi Újh., Pilis, Szamár-hegy

Az 1974-ben Újhelyi József által e helyről leírt növény valójában egy nagy polikormonnak tekinthető, amely nemcsak krémsárga virágszínében, de eltérő levélformájában is egyértelműen különbözik a környezetében élő többi *Achillea* fajtól. A Természettudományi Múzeum Növénytárában elvégzett meiózis vizsgálat véleményünket igazolja, amely szerint a növény az *A. ochroleuca* és az *A. nobilis* ssp. *neilreichii* természetes hibridje, ezért sterilek a magvai. A 10 éve regisztrált 8 tő folyamatosan pusztult és témánk idejére már csak egyetlen, 30 cm átmérőjű, szabálytalan, gyenge vitalitású, részben a talajra fekvő szárú polikormon maradt, amely évek óta nem is virágzik, szárai is egyre rövidülnek, szinte biztosra vehető a kipusztulása. A növény messze a gyalogösvénytől, a sziklai cserjés tisztásán, félig nyílt sziklagyepben található. Ennek oka, minthogy termőhelye az ember által nem bolygatott, minden bizonnyal az elmúlt évek folyamatosan nagy szárazsága. Szaporítása és visszatelepítése feltétlenül indo-

kolt, jelenleg 8 alkalmas, még az eredeti 4 töves állományból leszaporított tövel rendelkezünk, de ezeket egyenlőre további szaporításra kell megőriznünk, mint utolsó lehetőséget, hogy néhány év múlva elkezdhessük a vissztelepítést.

Arabis alpina L., Bükk, Leány-völgy

A Szilvásváradról elágazó, a Bükki Nemzeti Parkban a Leány-völgy felé vezető autótút harmadik pihenőjénél az irányban nézve az út menti jobb oldali meredek sziklafal aljában, mintegy 15 m hosszú csíkban kisebb csoportokban szétszórta 80 tö közepes vitalításban. A sziklafal és az út közti némi sekély talajjal is rendelkező fél-egy méteres útszéli nyitott gyomtársulásban van a többség, néhány a kezdődő sziklafal alacsonyabb részén lévő talajfoltokban található. Az alsó, út mentén fekvő egyedek kissé porosak, de nagyobbak és fejlettebbek. A növények ugyan az autótút mellett élnek, de a virágzási időt kivéve nem feltűnők, így talán van remény megőrzésükre, főleg ha sikerül majd feljebb, az úttól távolabbi helyeken is elszaporítani. Minthogy itt egészen az út mellett, főleg virágzási időben szinte kézközelben, a ritkás bozót miatt igen feltűnő helyen vannak a tövek, csak 20 tö pótlást ültettünk. Másik 130-at a nagy kanyar (Kilátó) szélére és környékére, kevésbé látható helyekre telepítettünk.

Armeria elongata (Hoffm.) C. Koch, Bükk, Galyakopasza

Festucetum rupicolae félig zárt gyeptakarójában közel 100 × 100 m-es területen, kisebb-nagyobb foltokban szétszórta 160 különböző életkorú és nagyságú, jó vitalítású egyed volt található. A természetes állomány lassú növekedése tapasztalható az utóbbi években. A korábbi szaporításokból Vácrátóton 10 anyató áll rendelkezésre.

Calamintha thymifolia Rchb., Bükk, Bélkő

A közel 400 nm-es, sziklafüves oromzaton élő 20, közepes vitalítású egyed valószínűleg nem elég a populáció fennmaradására, így feltétlenül felszaporítandó. Mintegy 200 magot nehezen sikerült összegyűjteni.

Centaurea mollis (W. et K.) Bess., Bükk, Háromkő

A Hollókő lejtőjén lévő Háromkő melletti bükkös szegélyében közel 400, jó vitalítású tövet találtunk több, külön álló sűrű foltban, amelyek között szórtan

is látható volt néhány példány. A természetes állomány örvendetesen növekedett az utóbbi években.

Cimicifuga europaea Schip., Bükk, Leány-völgy

A Szilvássváradról a Bükki Nemzeti Parkba induló autótút Hordó parkolójától ágazik le az ösvény a Leány-völgybe. A völgy aljának déli oldalán kb. 2 km hosszúságban helyezkedik el igen szórta, szálszerű előfordulásban a többnyire *közepes és gyenge vitalitású* 35 magányos egyed, amelyek legtöbbször nem is hoz magot. Csak néhány egyeden találtunk egy-két éretlen termést.

Crambe tataria Sebeok, Rád

A faj taxonómiaiilag egyértelműen a többi hazai lelőhelyen gyűjtött társával azonos. A rádi Bükkös-hegy tetején 1981-ben, a termőhely felfedezésekor csaknem 300 tövet számoltak meg a felfedező. Valószínűleg a sok éve tartó aszály lehet az oka, hogy ebből jelenleg már csak 8 *közepes és gyenge vitalitású* magtermő tövet találtunk. A nevével ellentétben valamikor száraz dombvidéki tölgyes borította dombon ma vegyes, dús cserjeszintű foltokban előforduló erdőt találunk, nagy tisztásokkal és füves lejtőkkel. A ma már csak nyomokban található bükk, amiről valamikor a nevét nyerte e domb, szinte biztosan ültetett lehetett, hiszen az aljnövényzet sem utal bükkösre. Az erdő szélein szétszórta, egyesével találtuk a *Crambe*-töveket, amelyek az évek során vándorló tendenciát mutattak; ma már egész más helyen vannak nagyobb tövei, mint évekkel ezelőtt. Feltehető, hogy a mag kelési és felnevelődési feltételei is nagymértékben eltérők az egyes években. A rohamos pusztulást látva sürgősen elkezdtek a helyszíni magvetést tavasszal is, ősszel is. Közülük a tavaszi bizonyult sikeresebbnek. A domboldal legkedvezőbbnek ítélt 26 helyére 100-100 magot vetettünk, amelyből helyenként 10-34 mag fejlődött palántává. A kis növények fejlődését rendszeresen figyelve talán megállíthatjuk a rádi populáció eltűnését.

Dianthus plumarius L. ssp. *praecox* (Kit.) Dom., Bükk, Bélkő

A bányászat miatt azóta kipusztult bélkői populáció 2 utolsó tövét Suba J. mentette meg és adta szaporítás céljára Galántai Miklósnak. Ebből 1987-re 10 anyatövet sikerült szaporítani. 1988-ban újabb 10 tövet telepítettünk be Vácraótra a Jegető területéről, ahol azóta szintén kipusztult. A jelenlegi, a bányamunkáktól már nem fenyegetett bélkői termőhelyén a korábban kiültetett 45 töből csak

8 *gyenge vitalitású* tövet találtunk az elmúlt évben, vagyis fennáll a második telepítés kipusztulásának közvetlen veszélye is. Ezért a közben 25-re szaporodott vácrátóti anyatőről folyamatosan végezzük a szaporítást.

Dracocephalum ruyschiana L., Bükk, Nagy-mező

A korábban mintegy 200 töves állomány 1994-re 50 töből álló, *jó vitalitású* csoportra csökkent a bekerített töbör nyugati oldalának felső harmadában, nagyjából egy csoportban. Ez a populáció szép, rendszeres magtermő, de a környékén nem sok az újulat. Az emberi beavatkozástól védett állapotban reméljük, hogy csak az elmúlt évek szárazsága okozta ezt a csökkenést, mint annyi más esetben. A további visszatelepítésekre a vácrátóti kertben fenntartott 20 anyatő szolgáltatja rendszeres magtermésével a szaporítóanyagot.

Erysimum pallidiflorum Szépl., Naszály

Az egyéves, fakósárga virágú növény a váci Naszály nyugati lejtőszakaszán, a középső gyalogösvény felső végénél mintegy 200 m² területen szétszórta, valamint az elegyes kocsánytalan tölgyes (*Orno-Quercetum*) erdő nagyobb tisztásain és a határ menti erdőszeleken található, de lelőhelye évről évre változik. A magokat jól láthatóan a lejtős oldalon lefolyó víz szállította lefelé, mert az alsó útszakasz széle közel 6-700 m-es szakaszon rendszeresen tele van új kelésekkel. 1996-ban összesen 200, igen *jó vitalitású*, virágzó tövet számoltunk, amelyek azonban együtt élnek a sötétebb sárga virágú *E. odoratum* egyedeivel. Ennek valószínűleg egyik változata a fakósárga *E. pallidiflorum*, hiszen gyakori a nemzetségen belüli természetes hibridizáció. Az elmúlt évben sikerült sok magot szedni, így a botanikus kertben is lehetővé vált a magvetés útján történő szaporítás. Minthogy a magok a keveredés miatt vegyesek, virágzó állapotban kell az állományt homogenizálni.

Telekia speciosa (Schr.) Baumg., Bükk, Hór völgye

Hegyvidéki folyóvölgyek bükköseiben, égereseiben, patakparti cserjésekben és útszéli gyomtársulásokban, tápanyagban gazdag, semleges vagy kissé bázikus talajon él – az országban 7 helyen – ez a meglehetősen hidegtűrő ázsiai faj. Bár a Hór-völgyi termőhelye az autóútról látható, a terület csekély látogatottsága, valamint a növény nagysága és vágott virágú dekorációra alkalmatlan volta, továbbá megkedvelt helyén látható erős terjeszkedése reményt ad arra, hogy rendszeres ellenőrzéssel és a termőhely ökológiai védelmével megőriz-

hessük a fajt. Mintegy 300, igen jó vitalitású tövet láttunk a völgy közepe táján induló keresztvölgy torkolatánál, patakperti magasfüves társulásban. A botanikus kertben a régebben betelepített mintegy 100 tőből mára csak 15 magot hozó tő maradt a kisebbek kifejlődésével és újabb szaporulattal az anyatöveink száma azonban szépen szaporodik, így elegendő magot fognak adni a további szaporításokhoz.

Thalictrum foetidum L., Bükk, Bélkő

A belpátfalvai bánya területén a bányászatból kimaradt délkeleti részen, a bányaút végén kezdődő, még érintetlen meredeken lejtős zárt, ill. félig nyílt mészkő sziklagyepben a *Calamintha thymifolia* és a *Dianthus plumarius* ssp. *praecox* egyedeivel együtt található tövei fokozatosan sorvadtak, majd többségük feltehetően az évek óta tartó erős talajszárazság és nyári aszály miatt pusztult ki, hiszen a terület sem ember, sem állatok által nem veszélyeztetett. A Bélkő mészkőszikláin talált 50 tő közepes vitalitást mutat ugyan, de sajnos nem találtunk fiatal utódokat, amelyek a populáció újulására utaltak volna. Ezért a botanikus kertben lévő anyatövek számát a szaporítás érdekében növeltük.

Szaporítási eredmények

Achillea horánszkyi Újh., Pilis

1. *Magvetés:* Az eredeti termőhelyén lévő egyetlen töről a négy év alatt egyszer tudtunk kevés magot szedni, amelyek mind sterilnek bizonyultak. Ez valószínűsíti véleményünket, hogy természetes hibrid, ezért sterilek magvai, következésképpen csak vegetatív szaporítható.

2. *Dugványozás:* Horánszky András segítségével erről az egyetlen példányról tudtunk egy korábbi alkalommal kevés magot és 5 dugványt szedni, amely utóbbiak szolgáltak a szaporítási kísérletek alapjául, a magvak ugyanis nem csíráztak. Ezekből a dugványokból sikerült korábban anyatöveket kinevelni (amelyek szintén nem hoznak csíráképes magot). Közülük 1992-re néhány már dugványozásra alkalmas szárat képezett. A dugványok a nyári melege és szárazságra igen érzékenyek, ezért megfelelő takarást és rendszeres öntözést igényelnek ebben az időszakban. A tavaszi és őszi dugványozás egyaránt sikeres, de a tavaszi eredményesebb, gyökeresedésük 80–90%-os.

3. *Tőosztás:* —

Arabis alpina L., Bükk

1. **Magvetés:** A termőhelyen szedett magokból évek alatt sikerült Vácrátóton egy óriásnak mondható anyatövet felnevelni, amelynek magvai szolgálnak kiindulásul a további szaporításnál, de sajnos a kultúrában tartott magvaknak csak kis százaléka csíráképes. Legjobbak a termőhelyi magok, de az utóbbi években nem találtunk magtermő példányokat. Az őszi és tavaszi vetés egyaránt átlagosan 55%-os csírázású.

2. **Dugványozás:** Őszi és tavaszi dugványozás közel azonos eredményű (85%-os eredés).

3. **Tőosztás:** Igen lassú módszer, mert csak a 2-3 éves tövek oszthatók.

Armeria elongata (Hoffm.) C. Koch, Bükk

1. **Magvetés:** A populációminták magjai szinte alig csíráznak, eredményes vetést csak spontán magból tudunk produkálni. A tavaszi magvetés ennél a fajnál 30%-kal eredményesebbnek bizonyult, mint az őszi vetés. Könnyen kereszteződik más *Armeria* fajokkal, ezért a magtermő növényeket izoláltan kell tartani. A magok gyorsan, 1-2 év alatt elvesztik csíráképességüket.

2. **Dugványozás:** A legjobban bevált és leggyorsabb az őszi dugványozás, amellyel 10 jól fejlett anyatőről évenként 100-150 gyökeres dugvány is nyerhető. Az idősebb tövek megbokrosodott részeinek fiatal félfás hajtásai is jól meggyökeresednek.

3. **Tőosztás:** A dugványozás sikeres folytatása érdekében csak az utolsó évre tudtunk annyi anyatövet felnevelni, hogy tőosztással is próbálkozzunk. Ez lassú, mert a tövek csak 2-3 részre oszthatók.

Calamintha thymifolia Rchb., Bükk

Szaporítása csak részben megoldott, rendkívül nehezen megy.

1. **Magvetés:** Kerti és termőhelyi magja egyaránt igen nehezen csírázik, a magvak általában egy évig elfekszenek. Az őszi vetés egyáltalán nem, vagy csak 1-2%-ban, a tavaszi 6-12%-ban kel. A 4 anyatőhöz ezért újabakat kellett felnevelni. A fiatal palántákat hosszú, ún. pálmacserepekben kell előnevelni, mert a visszatelepítésnél csak megfelelő hosszúságú gyökérzet biztosítja a sziklarepedésekbe való ültetést.

2. **Dugványozás:** A dugványok igen nehezen gyökeresednek, a jobban fejlődő őszi dugványoknak is csak kb. tizedrésze marad meg.

3. **Tőosztás:** A gyorsan fásodó tövek szétválasztása nehézkes és eredésük is bizonytalan.

Centaurea mollis (W. et K.) Bess., Bükk

1. *Magvetés*: Kísérleti körülmények között igen kevés magot hoz, amelyek csírázási aránya 30–40%.

2. *Dugványozás*: Mind a nyár végi, mind az őszi dugványozás jó hatásfokú, a következő év tavaszáig 95%-osan meggyökeresednek.

3. *Tőosztás*: A tavaszi tőosztás a legkönnyebb és legeredményesebb szaporításmód. A szabadba kiültetett, jól sarjadó tövek könnyen sokfelé oszthatók, a megfelelő nagyságú tövek felnevelése azonban hosszabb időt vesz igénybe, így célszerű egyszerre sok anyaggal dolgozni. A kezdeti 5 anyatószámot ezért csakhamar 25-re emeltük.

Cimicifuga europaea Schip., Bükk

Szaporítása igen lassú és nehéz.

1. *Magvetés*: Korábbi szaporítási kísérleteink során egy óriás anyatóvet sikerült felnevelni, amelyik igen jó állapotban él, és sok magot hoz. A magok azonban 2–3 évig is elfekszenek, s még így is csak 4–5%-ban csíráznak ki, kizárólag kora őszi vetés esetén. A csírázáshoz fagyhatás szükséges.

2. *Dugványozás*: —

3. *Tőosztás*: Az erre alkalmas tövek felnevelése lassú, és csak 2–3 részre oszthatók.

Crambe tataria Sebeok, Rád

1. *Magvetés*: A kísérleti területen csekély eredményű (3–4%), és csak az őszi vetés vált be. A termőhelyen és kísérleti téren szedett magok csíráképesége közt nagy az eltérés: az utóbbiak mintegy 50%-kal gyengébben csíráznak. Ezért célszerű lehetőleg termőhelyi magokat alkalmazni. Legeredményesebbnek bizonyult az őszi termőhelyi magvetés. Két alkalommal ősszel mintegy 2000 termőhelyi gyűjtésű magot vetettünk a domb 26 napos és félárnyékos helyére, 20%-os eredménnyel. A félárnyékos helyeken elérhető volt a 32% is. A növény igen kis termőhelye speciális talaj és környezeti igényekre mutat. Ezt látszik igazolni a termőhelyi magvetés sikere is. A kis palánták továbbfejlődésének akadálya a nyári aszály, amely főleg a napos helyen élő populációkban végez nagy pusztítást. Ezeknek csak 5–6%-a marad életben. A félárnyékos és árnyékos helyen kelt palántáknál a túlélés elérheti a 25%-ot is.

2. *Dugványozás és tőosztás*: —

Dianthus plumarius L. ssp. *praecox* (Kit.) Dom., Bükk

1. *Magvetés*: Termesztésben valószínűleg az utóbbi igen száraz nyaraknak köszönhetően kevés és igen rossz magot hoz. A tavaszi vetés némileg eredményesebb: 6%-os a csírázási eredmény.

2. *Dugványozás*: igen jó és gyors módszer az őszi dugványozás, amely 95%-os eredésű.

3. *Tőosztás*: gyengén, kis hatásfokkal szaporítható, és egy tő csak 2-3 felé osztható.

Dracocephalum ruyschiana L., Bükk

1. *Magvetés*: Szaporítása általában nehéz, legbiztatóbb még a magvetés, mivel azonban a magok gyenge csírákéességűek, sokat kell vetni. A megkeletlenként igen változó, átlagosan 10%-os csírázással.

2. *Dugványozás*: —

3. *Tőosztás*: Mind a szükséges anyatövek, mind az új leánytövek növekedése annyira lassú, hogy szaporításra gyakorlatilag alkalmatlanok.

Erysimum pallidiflorum Szépl., Naszály

1. *Magvetés*: Tekintve, hogy kétéves, nem bokrosodó a növény, ez az egyetlen szaporításmódja. Termőhelyén igen jó magokat érlel és kedvező időjárás esetén robbanásszerűen történik a csírázás. Az őszi és tavaszi vetés közel egyforma eredményű: 28%-os. A késő tavasszal vetett magok júliusban kelnek ki. A kísérleti téren elvetett spontán magokból azonban vegyes állomány keletkezik, hiszen az *E. odoratum* csak virágzó állapotban különíthető el. Ezt a kertben vetett állománynál tudjuk csak megtenni, amikor a virágzáskor az élénksárga *E. odoratum* egyedeit folyamatosan eltávolítjuk. A kerti magok csírákéessége egyébként sokkal gyengébbnek bizonyult a termőhelyi magvakhoz viszonyítva.

2. *Dugványozás és tőosztás*: —

Telekia speciosa (Schr.) Baumg., Bükk

1. *Magvetés*: Igen sikeres mind kerti, mind termőhelyi magokból. A megkeletlen 60%-os. Ezt igazolja egyébként a növény erős terjedése a kertben. A termőhelyén is tapasztaltuk, de közel sem ilyen mértékben.

2. *Dugványozás*: —

3. *Tőosztás*: Az időszak végére teljes sikerrel járt ugyan, de magról sokkal gyorsabb és szaporább a felnevelés.

Thalictrum foetidum L., Bükk

1. *Magvetés*: Csak az őszi vetés eredményes, de ez is meglehetősen gyenge, 5–12%-os eredménnyel. A magok 1-2 év múlva elvesztik csíráképességüket. Legbiztosabb a termőhelyi magokból történő magvetés, mert a kerti magok igen rosszul csíráznak.

2. *Dugványozás*: —

3. *Tőosztás*: Nehezen, igen kis eredménnyel szaporítható.

A termőhelyek védelmének biztosítása

A rendszeresen megfigyelt 12 termőhely védelmének biztosítása előfeltétele a rajta élő ritka, értékes növényfajok megőrzésének. A legtöbbjük ugyan forgalmas utaktól távolabb fekszik, mégis elsősorban a közvetlen emberi veszély egyre intenzívebb formája, a rablóturizmus, valamint egyéb tényezők, mint a tulajdonrendezés következményei, a környező ipari és más létesítmények befolyása, a levegő és a talajvíz szennyezettsége, gyors degradációjukat okozhatja. Ehhez járulnak véleményünk szerint legpusztítóbb tényezőként az utóbbi egyébként is száraz évek különösen *aszályos* forró nyarai, amelyek mindegyik általunk vizsgált termőhelyen a 4 év alatt feltűnő károsodásokat okoztak a populációk egyedeinél, és ami több helyen az egyedszám folyamatos csökkenésében mutatkozott. Amikor a körülmények megváltoztatására semmiképp nincs mód, olyan szomszédos, lehetőleg azonos ökológiai tulajdonságokkal rendelkező helyet tanácsos keresni, ahol a fenti akadályok nem vagy legalábbis sokkal kisebb mértékben állnak fenn. A természetvédelmi (TV) értéket a név után tüntettük fel. Mindegyik populáció fennmaradásához elengedhetetlen a folyamatos, rendszeres további *ellenőrzés*, amelynél az egyedszámok csökkenésének arányában kell jelezni a szükséges visszatelepítés szükségességét, esetleg egy közeli jobb betelepítendő hely kijelölését.

1. *Achillea horánszkyi* – Pilis hg., Szamár-hegy – TV: **6 T** (20022)

Mínthogy egyetlen termőhelyén az utolsó, egyre rosszabb állapotú tő inno-
vációjára semmi remény nincs, a faj fennmaradását csak ex-situ módon, a lelő-
hely megőrzését pedig permanens reintrodukcióval lehet biztosítani, legalább
a populáció fennmaradásához szükséges minimális egyedszám eléréséig.
Mínthogy ezt e faj esetében nem ismerjük, a rokon fajok populációihoz hason-
ló egyedszámra tudunk csak támaszkodni. A génbanki megőrzés több formáját

is igénybe kell vennünk, mindenekelőtt a vácrátóti populációminták fenntartását, fejlesztését és a belőlük történő folyamatos szaporítást kell tovább folytatni. A termőhelyen történt pusztulás oka bizonyosan nem közvetlen emberi beavatkozás, hiszen a hely távol van az utaktól. Vagy az évek óta erősödő nyári aszály, vagy az Esztergom felől, az északnyugati széllel érkező szennyezett levegő lehet az igazi ok. Ezért a terület valamelyik nyugat felől védettebb északi expozíciójú helyére kellene a visszatelepítéseket elkezdeni, hiszen a folyamatos nyári öntözés anyagiak hiányában megoldhatatlan.

2. *Arabis alpina* – Bükk hg., Leány-völgy – TV: **7 E** (12220)

A Szilvásváradról a Bükki Nemzeti Parkon átvezető autótút Gerennavár pihenőjénél közvetlenül az úttest melletti sziklaoldal alján élő, szétszórt egyedségből álló populációt az aszály mellett egyrészt a forgalom által keletkező por, másrészt a turizmus különösen károsítja. Minthogy azonban láthatóan mégis az ilyen jellegű helyeket szereti, részben a fenti helyre, de az úttesttől távolabb telepítettünk új töveket, részben a feljebb lévő Kilátó pihenő nagy kanyarját övező, valamivel védettebb, a szél által gyorsabban tisztuló sziklafüves lejtőre, illetve az utat határoló sziklafal védettebb repedéseibe telepítettünk vissza több mint 100 tövet. Kísérletképpen 20 tövet a pihenőtől induló erdei út mentén, sokkal védettebb környezetbe, de ugyancsak sziklagyep tisztásokra ültetünk. A Bükki Nemzeti Park zártsága maga is komoly védelmet jelent, de főként virágzás idején lenne szükség valamilyen folyamatos őrzés megszervezésére védelmi célból a turisták ellen.

3. *Armeria elongata* – Bükk hg., Galyakopasza – TV: **3** (00120)

A Galyakopaszán élő populáció csökkenésének oka valószínűleg a közelében haladó erdei út forgalma volt. Néhány éve történt megszüntetésének következménye eleinte a populáció egyedszámának állandósulásában mutatkozott, majd lassú növekedés volt tapasztalható. Ezt segítettük új palánták beültetésével is, ami még jobban hozzájárult az állomány egyedszámának öröndetes növekedéséhez. Ez a folyamat jól példázza egy egyszerű közlekedési átszervezés pozitív természetvédelmi hatását. A jelenlegi állapot fenntartása biztosíthatja a populáció relative optimális konzervációját.

4. *Calamintha thymifolia* – Bükk hg., Bélkő – TV: **6 L** (10122)

A béalápátfalvai kőbányaüzem területén a Bélkő egyik délkeleti nyúlványán bányaművelésből kivont területen lévő nyílt sziklagyep több ritka fajunk élőhelye. A populáció csökkenését szerintünk az aszály mellett a bánya kéményeinek füstje, valamint a levegő magas portartalma okozhatta. Alapvető az egyedszámok alakulásának rendszeres figyelése alapján az időnkénti visszatelepítés.

5. *Centaurea mollis* – Bükk hg., Háromkő – TV: **3 E** (01020)

A bükki Nagy-mezőtől délre a Háromkőhöz vezető úttól 3-400 méterre található hely emberi hatásoktól meglehetősen védett, amennyiben nem ismerik a lelőhelyet. Ez ugyanis csupán mintegy 10 m²-es sziklakibúváson, sekély

talajon megmaradt állomány, amelyik a fák árnyékában ugyan jól érzi magát, de talán a száraz éveknek köszönhetően nem mutat nagyobb növekedést. Mindenképpen fontos a figyelemmel kísérése, és adott esetben az állomány egyedszámának helyreállítása visszatelepítéssel.

6. *Cimicifuga europaea* – Bükk hg., Leány-völgy – TV: **5 T** (21020)

A leány-völgyi út Hordó pihenőjéből a Leány-völgybe ágazó útról jutunk le a völgy aljára. Innen lefelé tovább haladva az északi völgyoldal sziklakibúvákkal teli meredek oldalán magas bükkök adta árnyékban elszórtan találhatók a faj példányai. Gyenge vitalitásuk oka igen valószínűleg a szárazság, hiszen egyetlen anyatöviünk a botanikus kertben hasonló helyen megfelelő öntözési lehetőségek mellett gyönyörűen fejlődik. Az induló pont közelébe visszatelepített 5 tő fejlődését tovább kell figyelniünk és a szaporítást is tovább kell folytatni, mert a szárazság okozta pusztulás egyre nagyobb méretű.

7. *Crambe tataria* – Rád, Bükkös-hegy – TV: **6 K** (20220)

Az 1981-ben felfedezett lelőhely a rádi dombon speciális veszélyhelyzetben van. A jelenleg folyó privatizálendő területek közé tartozva feltehetően gazdát cserél. A legfontosabb teendő majd az új gazdával felvenni a kapcsolatot és tájékoztatni a területén élő ritka növényfajról. A jelenlegi elsűrűsödött, alacsony vegyes erdő egy része alkalmas lenne, hogy tisztásain elszaporítsuk az állományt. Egyenlőre a még állami tulajdonú részben végeztünk nagyobb mértékű magvetést, amelynek szerencsés megmaradása esetén szépen stabilizálódna a populáció. Most minden az új gazda hozzáállásától függ; ha más célra kívánja felhasználni ezt az oldalt, úgy az állomány kipusztulása szinte biztos.

8. *Dianthus praecox* – Bükk hg., Bélkő – TV: **7 L** (20122)

A levegő szennyezettsége és az aszály együttes hatása aggasztóan lecsökkentette az állományt, amelyik a Bélkő fent említett részén él a *Calamintha* és *Thalictrum* fajokkal együtt. Az egyedek nemcsak pusztulnak, de a megmaradtak vitalitása is folyamatosan romlik. Az a tapasztalatunk, hogy a sziklaorom északnyugati oldalára ültetett példányok maradtak meg jobban, ami a szárazság károsító hatására utal. Ezért a legsürgősebb feladat az egyedszám emelése visszatelepítéssel. A bekerített bányaterület egyébként garancia arra, hogy a turistákat távoltartsa, akik egyébként a bányauton könnyen elérhetnék a termőhelyet. A kémények portalanítóval való felszerelése a tisztább levegőt is biztosíthatná.

9. *Dracocephalum ruyschiana* – Bükk hg., Nagy-mező – TV: **2 T** (00020)

A Nagy-mező töbrének drótkerítése megvédi a stagnáló, átlagosan évenként kb. 50 egyedet számláló populációt a turistáktól, ennek ellenére az egyedszámok növekedése igen kis mértékű, amit csak az aszályos nyaraknak tudhatunk be, hiszen itt a levegő szennyezettségéről sem lehet szó. Igen fontos feladat az egyébként is működő helybeli ügyelettel megszervezni a populáció megfigyelését és vészhelyzetben visszatelepítéssel növelni az egyedszámot.

10. *Erysimum pallidiflorum* – TV: **6 K** (02121)

A naszályi populáció helyén a magról újulás az e fajnál tapasztalt különösen nagy migráció miatt csak megközelítően adható meg, a termőhely diszperz, főleg az utak, ösvények mentére koncentrálódik igen nagy távolságokban és mindig lefelé. 1993-ban az eredeti lelőhelytől a hegyoldal lába felé mintegy 400 méteres távolságban az erdei út mentén végig találkoztunk vele. 1994-ben az eredeti hely környékén, kb. 40 m²-es területen csupán 30 egyedet láttunk, valószínűleg a különlegesen száraz tavasz miatt. E rapszodikus helyváltozások igen megnehezítik a populáció permanens védelmét, amely elsősorban a virágzási időszakban kíván évenkénti újabb terepbejárást és fokozottabb ellenőrzést, amikor az állomány jól felvételezhető. Ennek eredményétől függően szükséges a következő tavasszal helyszíni magvetéssel az állomány egyedszámát fenntartani, esetleg növelni. Különösen fontos odafigyelni száraz tavaszi időszakban, amikor a magkelekések száma rendkívüli mértékben csökken, így a következő tavasszal igen kis egyedszámú populáció várható. Eredménytelen őszi vetéseink azt mutatják, hogy csak a tavaszi vetés jöhet szóba. Mivel a legtöbbször magányos vagy legfeljebb 3-6 tagú csoportokban igen szétszórtan található növény kifejezetten kedveli az utak és erdők szélét, a korai turizmus nagy kárt tehet benne, jóllehet inkább botanikai különlegesség, hiszen sem vágott virágnak, sem átültetés céljára nem alkalmasak a leszakított, illetve kiásott példányok. Ezt mindenképpen tudatosítani kell a környék lakóinál és iskoláiban, de célszerű volna minderről információs táblán a helyszínen is tájékoztatni a kirándulókat, akiket kutatótársakként is be lehetne kapcsolni a fénykép bemutatásával és egy kitett gyűjtőláda segítségével, nyomatékosan figyelmeztetve, hogy hiábavaló a növényt leszakítani vagy elvinni, hiszen csak magról szaporítható. Vizsgálataink az évek során nem mutattak nagy eltérést e faj és a vele együtt élő *E. odoratum* arányát illetően. Eszerint az utóbbi faj teszi ki a populációk kétharmadát, bár sűrűbb állományokban kisebb, tiszta *E. pallidiflorum* foltokat is találtunk egyes években. Minthogy száraz, természetes állapotban nem különböztethetők meg az egyedek, szelektált magot csak a kísérleti téren nyerhetünk, ahol az *E. odoratum* példányokat már virágzáskor eltávolítjuk.

11. *Telekia speciosa* – TV: **3** (02010)

A Hór-völgyi termőhely ugyan az autópáttól nincs messze, a populációt valójában csak virágzásidőben fenyegeti veszély. A virágok levágása ugyanis, nemcsak a magról szaporodást gátolja, de a tövek vitalitását is csökkenti. Minthogy azonban a virágzási időszak a teljes állományt figyelembe véve akár két hónap is lehet, a folyamatos ellenőrzés gazdasági okok miatt sem valósítható meg. A populáció örömdetes növekedéséből azonban úgy tűnik, hogy az ilyenfajta károsítás nem nagy mértékű, már csak azért sem, mert az úttól 40-50 m-re kezdődő állomány eléréséhez egy nedves, olykor tocsogós, dús magasfűű patak menti réten kell átgázolni, a kiásás nehézségeiről nem is beszélve.

Itt éppen az a cél, hogy minél kevésbé hívjuk fel a figyelmet a házi kertben is tagadhatatlanul impozáns, szép növényre, amely azonban mégis elsősorban a hazai vadflóra botanikai különlegessége. A védettségét a termesztésben is bőségesen gyűjthető magjának árusításával lehetne még inkább fokozni, hiszen magról igen jól szaporodik.

12. *Thalictrum foetidum* – TV: 6 L (10122)

A bélkői állomány egyedszámának stagnálása az időszakos visszatelepítést és a folyamatos ellenőrzést teszi szükségessé. A kivitt példányok fele maradt csak meg az elmúlt száraz nyarakon. Ez a faj is jobban megmaradt a sziklaorom északi lejtőjén annak ellenére, hogy ez sokkal meredekbb. A kiültetett tövek rendszeres öntözésének megoldása jelenthetne pontosabb információforrást arról, valóban csak a szárazság okozza-e a folyamatos egyedszámcsökkenést az ugyanitt élő *Dianthus* és *Calamintha* egyedeknél is. Ennek biztosítása a bányafelügyelettel kötött szerződéses munkaviszony keretében lenne ésszerűen kivitelezhető, amelyre azonban nincs anyagi fedezet.

Az eredmények összefoglalása

1. A vizsgált termőhelyi populációk egyedszáma a témaidőszak végére:
Jelentősen növekedett: *Armeria*, *Calamintha*, *Crambe*, *Dianthus*, *Erysimum*, *Telekia*, *Thalictrum*.
Közel állandó: *Arabis*, *Centaurea*, *Dracocephalum*.
Csökkent: *Cimicifuga*.
A populációk vitalitása a 2 év alatt lényegében nem változott.
2. Összesített szaporítási adatok:
A populációminták anyatöveinek számát átlagosan ötszörösére növeltük.
Magvetés: 1500 kerti magvetés; 2027 termőhelyi magvetés; átlagos hatékonyság: 27,7%.
Dugványozás: 903 dugvány, átlagos hatékonyság: 83%.
Tőosztás: 233 tő; átlagos hatékonyság: 60%.
A dugványozásra mint a leghatékonyabb szaporításmódra törekedtünk, ahol lehetett.
3. Szaporítási eredmények:
Mesterségesen jól szaporítható fajok sorrendben: *Centaurea*, *Arabis*, *Armeria*, *Dianthus*, *Telekia*.
Gyengén szaporíthatók: *Calamintha*, *Cimicifuga*, *Erysimum*, *Crambe*, *Dracocephalum*, *Thalictrum*.
Mindhárom módon szaporíthatók: *Arabis*, *Armeria*, *Centaurea*, *Dianthus*.
Csak magvetéssel szaporíthatók: *Crambe*, *Dracocephalum*, *Erysimum*.

4. Visszatelepítési eredmények:

Palántakiültetés: 498 tő, megmaradt: 272 tő (55%).

Helyszíni magvetés: 2300 mag, megmaradt: 40 tő (18%).

Átlagos megmaradás 11 fajnál: 41%.

5. A termőhelyek és a populációk védettségi állapota:

Igen jól védett termőhely: *Dracocephalum* – Bükk, Nagy-mező.

Jól védhető termőhelyek:

- *Armeria* – Bükk, Galyakopasza;

- *Centaurea* – Bükk, Háromszék;

- *Telekia* – Bükk, Hór völgye

Legveszélyeztetettebb populációk:

- *Achillea* – Pilis, Szamár-hegy;

- *Arabis* – Bükk, Leány-völgy;

- *Calamintha* – Bükk, Bélkő;

- *Crambe* – Rád;

- *Dianthus* – Bükk, Bélkő;

- *Erysimum* – Naszály;

- *Thalictrum* – Bükk, Bélkő.

A témához kapcsolódó publikációk

Kereszty Z.-Galántai M.: *Controlled propagation of protected plants in Hungary*. XV. Int. Bot. Congr. Tokyo (poster), 1993.

Kereszty Z.-Galántai M.: *Konzervációbiológiai vizsgálatok védett növényfajainkon*. 3. Magyar Ökol. Kongr. Szeged (poszter), 1994.

Galántai M.-Kereszty Z.: Az ex-situ konzerváció jelentősége a hazai biodiverzitás megőrzésében. *KÉE Közl.*, 1994. 54. 26.

Galántai M.-Kereszty Z.: Hazai védett és veszélyeztetett növényfajok ex-situ konzervációja Vácrátóton. *MABOSZ Hírlev.*, 1994. 1. 2-3

Kereszty Z.: Preservation of taxonomic diversity and the prospects of its continued maintenance. *Acta Zool. Acad. Sci. Hung.*, 1994. 40. 306-320.

Kereszty Z.-Galántai M.: Hazai védett növényfajok ex-situ konzervációja. *Bot. Közlem.*, 1994. 81. 141-155.

Kereszty Z.-Galántai M.: *Investigation on the propagation abilities of some protected plant species in Hungary*. 7th Europ. Ecol. Congr. Budapest (poster), 1995.

Kereszty Z.-Galántai M.: *Védett hazai növényfajok szaporítási kísérletei Vácrátóton*. MBT szak-
ülése, Budapest, 1994. december 5.

Kereszty Z.: *Ex-situ konzervációbiológiai vizsgálatok a természetvédelem szolgálatában*. MTA Természettv. Biz. és Bot. Biz. közös szakülése, Vácrátót, 1995. január 18.

Kereszty Z.: *Beszámoló a vácrátóti konzervációbiológiai vizsgálatokról*. MABOSZ vezetőségi ülése, Budapest, 1995. április 10.

Védett és veszélyeztetett növényfajok génmegőrzése, génbanki kezelése, populációbiológiai kutatása és mesterséges állományfejlesztése, 1998

Általános eredmények

A hazai növényvilág sokféleségének megőrzése, de mindenekelőtt a pusztulás sebességének mérséklése vagy megállítása a riói konferencián vállalt kötelezettségünk részét képezi. Minthogy populációk és termőhelyek egész sora került a kipusztulás szélére, széles körű tevékeny hazai összefogás válik szükségessé a még élő értékeink megmentésére. A természetvédelmi törvény 2. § 2d és 9. § 6. pontjai ezért hangsúlyozzák a konzervációbiológiai feladatok kiemelt fontosságát. E program feladatainak végrehajtása is e jelentős konzervációbiológiai feladat gyakorlati megvalósítását kívánta szolgálni, széles körű, intézmények közötti összefogással. A munka fontos célkitűzése volt, hogy megkönnyítsük a degradációs folyamatok értékelését, irányukat biztosabban tudjuk előrejelezni és elősegítsük a védelmi stratégia kidolgozását.

Az országban több helyen régóta folyó ilyen irányú kutatásokat e program segítségével olyan fontos irányokban sikerült tovább bővíteni, amelyekre a gazdasági nehézségek miatt eddig nem volt lehetőség. Ilyen feladatok elsősorban az intenzív terepre járást igénylő munkák, mint az évi rendszeres termőhelyi ellenőrzés és a visszatelepített növények gondozása, amelyek költségei az utóbbi években rendkívül megnövekedtek. A témában 70 védett és fokozottan védett hazai növényfajunk szaporodásbiológiai tulajdonságait vizsgáltuk és populációik optimális megőrzésének módját dolgoztuk ki részben természetes termőhelyükön, részben botanikus kerti körülmények között. A munka legfontosabb eredményei:

- védett és veszélyeztetett növénypopulációk termőhelyi állapotának megállapítása,
- szaporodásbiológiai tulajdonságaik alaposabb megismerése és erre alapozott konzervációs stratégia kidolgozása,

- a vizsgált populációk termőhelyi megőrzése, védelme és növelése mesterséges szaporítással és visszatelepítéssel

Összesített eredmények¹

Faj	Intézmény	Munka
<i>Achillea horánszkyi</i>	MTA ÖBKI	Bot. kertben: K
<i>Adonis vernalis</i>	MTA ÖBKI	Börzsöny: T – K
<i>Ajuga laxmannii</i>	ELTE	K
<i>Alkanna tinctoria</i>	GATE	T – K
<i>Anemone trifolia</i>	ELTE	K
<i>Angelica palustris</i>	KLTE	Nyírség: T – K
<i>Bulbocodium versicolor</i>	ELTE	K
	KLTE	Nyírség: T – K
<i>Cardamine waldsteinii</i>	ELTE	K
<i>Carpinus orientalis</i>	ELTE	K
<i>Cephalanthera rubra</i>	ELTE	K
<i>Cimicifuga europaea</i>	MTA ÖBKI	Bükk, Leány-völgy: T – K
<i>Cirsium furiens</i>	KLTE	Nyírség: T – K
<i>Colchicum arenarium</i>	GATE	Gödöllői-dombsíkság: T – K
<i>Colchicum autumnale</i>	KLTE	Nyírség: T – K
<i>Colchicum hungaricum</i>	ELTE	K
<i>Crambe tataria</i>	MTA ÖBKI	Rád: T – K – V-helyszíni magvetés (40 tő)
<i>Crocus reticulatus</i>	ELTE	K
<i>Dactylorhiza fuchsii</i>	ELTE	K
<i>Dactylorhiza incarnata</i>	ELTE	K
<i>Dactylorhiza maculata</i>	ELTE	K
<i>Dactylorhiza sambucina</i>	ELTE	K
<i>Dentaria glandulosa</i>	ELTE	K
<i>Dianthus regis-stephani</i>	ELTE	K
<i>Dictamnus albus</i>	GATE	T – K
<i>Digitalis ferruginea</i>	ELTE	K
<i>Draba lasiocarpa</i>	ELTE	K
<i>Epipactis helleborine</i>	ELTE	K
<i>Epipactis leptochila</i>	ELTE	K
<i>Epipactis palustris</i>	ELTE	K
<i>Eranthis hiemalis</i>	ELTE	K
<i>Erythronium dens-canis</i>	ELTE	K
<i>Ferula sadlerana</i>	ELTE	Gerecse: T – K – V (30)

¹ A részletes eredmények megtalálhatók a kiadvány további fejezeteiben.

Faj	Intézmény	Munka
<i>Festuca rupicola</i>	GATE	Gödöllői-dombság, Duna-Tisza köze: T – K
<i>Festuca wagneri</i>	GATE	Gödöllői-dombság, Duna-Tisza köze: T – K
<i>Gladiolus imbricatus</i>	KLTE	Nyírség: T – K
<i>Gladiolus palustris</i>	KLTE	Nyírség: T – K
<i>Globularia cordifolia</i>	ELTE	K
<i>Gymnadenia conopsea</i>	ELTE	K
<i>Gymnadenia odoratissima</i>	ELTE	K
<i>Helleborus dumetorum</i>	KÉE	országos felmérés, T – K
<i>Helleborus odoratus</i>	KÉE	országos felmérés, T – K
<i>Helleborus purpurascens</i>	MTA, ÖBKI	Törökmező: T – K
<i>Helleborus purpurascens</i>	KÉE	országos felmérés, T – K
<i>Hieracium aurantiacum</i>	KLTE	Nyírség: T – K
<i>Himantoglossum hircinum</i>	ELTE	K
<i>Iris aphylla</i> ssp. <i>hungarica</i>	ELTE	K
	KLTE	Nyírség: T – K
<i>Iris graminea</i> ssp. <i>pseudocyp.</i>	KLTE	Nyírség: T – K
<i>Iris humilis</i> ssp. <i>arenaria</i>	KLTE	Nyírség: T – K
<i>Iris pumila</i>	JATE	T – K
<i>Iris sibirica</i>	BGYTF	Bátorliget: T – K
	KLTE	Nyírség: T – K
<i>Iris spuria</i>	KLTE	Nyírség: T – K
<i>Knautia kitaibelii</i> ssp. <i>toment.</i>	ELTE	K
<i>Lamium orvala</i>	ELTE	K
<i>Lilium martagon</i>	KLTE	Nyírség: T – K
<i>Lychnis coronaria</i>	KLTE	Nyírség: T – K
<i>Menyanthes trifoliata</i>	ELTE	Vértess, Csákvár: T – K – V (15)
<i>Nymphaea alba</i>	ELTE	K
<i>Onosma tornensis</i>	ELTE	K
<i>Orchis coriophora</i>	ELTE	K
<i>Orchis laxiflora</i> ssp. <i>palustris</i>	ELTE	K
<i>Orchis mascula</i> ssp. <i>signifera</i>	ELTE	K
<i>Orchis militaris</i>	ELTE	K
<i>Orchis morio</i>	ELTE	K
<i>Orchis purpurea</i>	ELTE	K
<i>Paeonia offic.</i> ssp. <i>banatica</i>	ELTE	K
<i>Platanthera bifolia</i>	ELTE	K
<i>Potentilla palustris</i>	ELTE	K
<i>Primula auricula</i>	ELTE	K
<i>Primula farinosa</i>	ELTE	K
<i>Primula veris</i> ssp. <i>canescens</i>	KLTE	Nyírség: T – K

Faj	Intézmény	Munka
<i>Primula vulgaris</i>	ELTE	K
<i>Pulsatilla grandis</i>	BGYTF	Bátorliget: T - K
<i>Pulsatilla pratensis</i> ssp. <i>hungarica</i>	BGYTF	Bátorliget: T - K
	KLTE	Nyírség: T - K
<i>Pulsatilla patens</i>	BGYTF	Bátorliget: T - K
<i>Salix pentandra</i>	KLTE	Nyírség: T - K
<i>Sesleria hungarica</i>	ELTE	K
<i>Sesleria sadlerana</i>	ELTE	K
<i>Sesleria uliginosa</i>	ELTE	K
<i>Telekia speciosa</i>	BDTF	Alpokalja: T - K
	ELTE	Bükk: T - K - V (4)
<i>Trollius europaeus</i>	BGYTF	Bátorliget: T - K
<i>Trollius europ. ssp. transsylv.</i>	ELTE	K
<i>Veratrum album</i>	BGYTF	Bátorliget: T - K
<i>Veronica pallens</i>	KLTE	Nyírség: T - K
<i>Vincetoxicum pannonicum</i>	ELTE	K

T: termőhelyi ellenőrzés - K: konzerv. biol. vizsg. - mest. szap. - V: visszatelepítés (tőszám)

Részt vevő intézmények és kutatott témáik

1. MTA ÖBKI botanikus kertje, Vácrátót, Kereszty Zoltán
Veszélyeztetett hazai növényfajaink megőrzése ex-situ konzervációval
(*Crambe tataria*, *Helleborus purpurascens*, *Adonis vernalis*, *Achillea horánszkyi*, *Cimicifuga europaea*)
2. ELTE botanikus kertje, Isépy István
Vegetatív és generatív szaporítási lehetőségek vizsgálata hazai védett fajokon
3. Berzsenyi D. Tanárképző Főiskola, Örökléstani és Környezettudományi Tanszék, Szabó T. Attila
A *Telekia speciosa* fenotipikus változatosságának, szaporíthatóságának és terjedésének vizsgálata az Alpokalja térségében
4. Bessenyei Gy. Tanárképző Főiskola Növénytani Tanszék és Botanikus kertje, Nyíregyháza, Boronkai Ferencné
A Bátorligeti Természetvédelmi Terület néhány védett növényfajának szaporodásbiológiai megfigyelése
5. GATE Mezőgazdasági Főiskolai Kar, Nyíregyháza, Lenti István
A *Pulsatilla hungarica* Soó rizoszférájának talajvizsgálati eredményei

Üszélyezettett hazai növényfajaink megőrzése ex situ konzervációval¹

A *Crambe tataria* fokozottan védett rádi populációja

Az 1981-ben a felfedezésekor a rádi Bükkös-hegy északi és déli lejtőjének legfelső részén mintegy 120 egyedet találtak három, egymástól keskeny erdősávokkal elválasztott egykori löszpusztarét-folton, valamint több, szórtaan előforduló egyedet a környező ritkuló erdőszéli akácosban is, ami a populáció egységét igazolja. Így ez a *Crambe* állomány a faj legnagyobb hazai populációjának számított. Természetes eredetére utalnak a gypsintben ma is megtalálható jellegzetes kísérő fajok: *Nepeta pannonica*, *Linum flavum*, *L. glabrescens*, *Adonis vernalis*, *Phlomis tuberosa* stb. Annak ellenére, hogy a termőhelyek jól láthatóan felhagyott gyümölcsösök, kis részben szőlők lehettek valamikor – ahol az eredeti flóra nagy része a mezsgyéken vagy a gyümölcsfák közti szántatlan gyeses területeken megmaradt –, s ahol a művelés felhagyása után kedvező körülményeket találtak az erdőszélről kihúzódó *Crambe* egyedek is.

Azóta a populáció évről évre nagyobb mértékű ritkulását és az egyedeknek az erdőzóna felé haladó vándorlását figyeltük meg, valószínűleg az elmúlt időszak sorozatosan száraz évei miatt. Az utóbbi években már csak az északi lejtő felső, bal oldali erdősávja szélén, félárnyékos helyeken találtunk 6–8, ez évben már csak 3 példányt. A gypsint feltűnő ritkulása vagy fajokban szegényedése ugyanakkor nem tapasztalható. Minthogy a területen aggasztóan kevés lett a *Crambe* egyedszáma, az ex situ konzervációs módszert, a mesterséges szaporítást láttuk egyedüli hatékony megoldásnak kiegészítve helyszíni magvetéssel. Látna, hogy az északi lejtőn kedvezőbbek a feltételek, itt végeztünk palántakiültetést és helyszíni magvetést, elsősorban a félárnyékos erdőszéli zónában. A palántákat a helyszínen korábban gyűjtött magokból a botanikus kertben előneveltük. A mesterséges szaporítás magvetéssel megoldható, bár a magoknak optimális esetben is legfeljebb harmada csírázik ki. A kelés eredményessége kissé nagyobb őszi vetés esetén. A palánták további megmaradásához azonban, ha nem is gyakori, de rendszeres öntözés, továbbá

¹ *Crambe tataria*, *Helleborus purpurascens*, *Adonis vernalis*, *Achillea horánszkyi*, *Cimicifuga europaea*.

1. táblázat

Crambe tataria visszatelepítési kísérletei a rádi Bükkös-hegyen

Hely	1995		1996		1997	1998	
	Tavaszi	Ősz	Tavaszi	Ősz	Tavaszi	Tavaszi	Ősz
1.	10	3	3	–	–	1	–
2.	28	5	9	4	4	1	1
3.	23	3	4	2	2	–	–
4.	9	2	7	2	2	–	2
5.	30	10	2	10	3	–	–
6.	13	4	5	1	1	–	–
7.	15	5	1	–	–	–	1
8.	15	5	8	2	2	–	–
9.	23	13	21	7	11	–	2
10.	32	14	8	5	5	–	–
11.	12	6	7	3	4	1	2
12.	19	7	12	1	11	1	3
13.	19	4	–	1	6	1	–
14.	17	9	8	4	7	3	–
15.	17	5	8	2	3	–	–
16.	16	5	11	4	6	4	3
17.	15	5	9	–	1	–	–
18.	32	18	10	5	10	7	2
19.	24	16	12	2	1	1	–
20.	22	5	5	3	3	2	2
						40	

A számok a 100 magból kikelt és megmaradt egyedek számát (%) mutatják.

termőhelyi és kerti tapasztalataink egybehangzó tanúsága szerint félárnyékos hely szükséges. Úgy vettük észre, hogy minél idősebb a példány, annál érzékenyebb és válogatósabb az ökológiai feltételeket illetően. Hosszú gyökere ellenére tartós szárazság esetén (pl. ha napos helyen az öntözés nyáron 1-2 hétig kimarad!) csaknem biztosan kiszárad. A termőhelyre visszaültetett palánták megmaradási esélye, valószínűleg a rendszeres öntözés hiánya miatt, igen csekély volt. Megmaradásuk csak 1-5%-os! Ezért döntöttünk végül inkább a valamivel hatékonyabbnak bizonyult helyszíni magvetés mellett, amelynek eredményei az 1. táblázatban láthatók.

A botanikus kerti állományunk jelenleg 25 fiatal tő, amelyek közül 5 tövet a szabadtéri rendszertani gyűjtemény egyik félárnyékos tartalékágyában kívánunk anyatóként megőrizni. A növénynek a teljesen nyílt, napos helyen lévő

Cruciferae ágyásban történő fenntartására irányuló minden törekvésünk hiábavalónak bizonyult. Valószínűleg a nagy nyári forróság miatt a tövek egyre kevesebb oldalhajtást, egyre ritkább lombot fejlesztenek, amelyek hamarosan sárgulni kezdenek és a második vagy harmadik évben elpusztulnak, míg a nemzetség más fajtái, így a *C. maritima* jól fejlődik itt is.

A törökmezői *Helleborus purpurascens* és *Adonis vernalis* populációk

A törökmezői turistaház közelében, a háztól északra fekvő dombon mintegy 10 hektárnyi gyertyános-tölgyes erdő terül el. Ennek észak-északnyugati lejtőjén, a zárt erdő gyepszintjében sűrűn, szórtan, de egybefüggően több ezer tő *Helleborus purpurascens* él néhol ritkább, néhol egészen sűrű csoportosulásban. A tövek becsült száma az 1998. évi ellenőrzéskor körülbelül 4 ezer. Állapotuk igen jó, üde sötétzöld színűek, fejlett levelekkel és átlagosan 40 cm tőmagassággal rendelkeznek. Feltűnő volt azonban, hogy az egész állományban, annak ellenére, hogy sok idős tövet láttunk, most csupán két termős példányt találtunk, de a termés ezeken is csak 1–3 csökevényes tüsző sorvadt magokkal. 1996-ban sikerült annyi magot gyűjteni, amely a következő évben is elegendő volt a kísérleti magvetéshez. A szakkönyvek javaslatával összhangban az érés után azonnal elvetett magoknak átlagosan közel 70%-a kikelt a következő év tavaszán. Az ősszel elvetett magok azonban átlagosan csak 34%-ban csíráztak. Korábbi tapasztalataink is azt mutatták, hogy e faj magjának csírázóképesége a tárolás idejével arányosan csökken.

Az *Adonis vernalis* mintegy 2000 tövet számláló erősen szórt állománya szintén a Törökmezőn, de a turistaháztól déli irányban 2–3 km-re elterülő dombos felszínű hegyi réten található. A kertben lévő 5 anyató magjai léhák, így helyi magszedéssel tudjuk csak szaporítani.

Az *Achillea horánszkyi* faj megmentése a botanikus kertben még élő tövek segítségével

A növény 1983-ban a Pilismarót melletti Szamár-hegyen végzett termőhelyi felvételezésénél két egymástól nem messze fekvő állományt találtak a hegy meredek nyugati lejtőjén. Az egyik egyetlen nagy, erős tő a lejtő déli végén egy sziklaletörés peremén található, *A. ochroleuca* tövek között, amely termést is hozott. A másik állomány ettől északra a csúcs alatti karsztbokor-erdő egyik tisztásán 8 tőből állt, andeziten, *Festuca pseudodalmatica*, *A. ochroleuca* és *A. nobilis* társaságában. A növényeken nem találtak termést. A termőhelyen a muflonok okozta erős taposás nyomai látszóttak. Jól megfigyelhető volt a valószínűleg természetes hibrid alaktani különbsége az *A. ochroleuca*-tól nemcsak

levelében és kisebb virágjában, de a vacok szerkezetében is. A növény magjai sterilek, ami szintén hibrid voltát támasztja alá. Így csak vegetatív dugványozással vagy tőosztással szaporítható. Ilyen kevés tő esetében azonban csak a dugványozás fogadható el megengedhető módszerként. Tapasztalataink szerint a tavaszi, kora nyári (május-júniusi) dugványozás csaknem 100%-os eredményű, s a begyökeresedés ideje 3–5 hét.

Azóta többen is, köztük *Galántai M.*, *Horánszky A.* és *Dobólyi K.* is rendszeresen figyelték a tövek állapotát, és sajnos a fokozatos pusztulás jeleit észlelték mindegyik tövön. Más, elfogadható magyarázatot adó tényező hiányában ezt az elmúlt több, egymás utáni száraz év hatásának tulajdonították. A pusztulás egyre gyorsabb lett, olyannyira hogy 1993-ban már csak egyetlen virág és termés nélküli tő látszott élőnek, amelyik 1995-re véglegesen elszáradt. *Galántai M.* a korábbi években kapott néhány hajtást, amelyek vegetatív szaporításából a vácrátóti botanikus kertben sikerült közel 15 tövet kinevelni. Ezek közül 4 tövet próbaképpen visszaültettünk az eredeti termőhely védettebb részére, de néhány éven belül elpusztultak. Ugyanilyen lassú pusztulást tapasztaltunk a kertben maradt töveken is, különösen az 1997–98 igen száraz telén, aminek következményeképpen a szaporítványokból csak 2 kis dugvány maradt életben, meglehetősen gyenge állapotban. Jelenleg 4 anyatövünk van, amelyek 3–4 évesek.

A bükki *Cimicifuga europaea* mesterséges szaporítási lehetőségeinek vizsgálata

Több éve, átlagosan 2–3 évenként ellenőriztük a leány-völgyi állományt, amelyik a Szilvásváradról a Nagymező felé vezető út Hordó pihenőjétől közelíthető meg. A völgy déli oldalának alján mintegy 2 km hosszúságban elszórva található a faj kevés példányszámban, szálankénti előfordulásban. A korábban csaknem 100 tövet kitevő, hosszan elterülő állomány 1998-ban már csak a pihenő felé eső rövid völgyszakaszra korlátozódott, s csupán 36 egyedből állt. A növények állapota és mérete gyenge–közepes. Az elvirágzott növényeken alig fejlődtek termések. Korábban a termőhelyről a botanikus kertbe telepített 3 anyató még megfelelő számú magot hoz a magvetési kísérletekhez. A magok azonban alig, vagy 2–3 éves elfekvés után is igen rosszul, 2–3%-ban csíráznak. A termőhelyi magok csírázása valamivel gyorsabb és jobb: átlagosan 6–8%, de a fenti termőhelyen igen ritkán találtunk termést, s ha mégis, kevés maggal. A mesterséges szaporítás vegetatív módjai közül csaknem 100%-os eredményt ad a tőosztás. A 2–3 részre osztott idősebb törészek hamarosan fejlődésnek indulnak és már a következő évben virágznak. A magvetésből származó 3–4 éves növények már alkalmasak tőosztásra.

A *Telekia speciosa* fenotipikus változatosságának, szaporíthatóságának és terjedésének vizsgálata az Alpokalja térségében

A téma kutatása tíz éve indult, azzal a céllal, hogy hosszú távú transzplantációs és klónozásos kísérletek segítségével új adatokat gyűjtsön a Délkelet-Alpokról és Nyugati-Kárpátokról a Balkánon és Kis-Ázsián át egészen a Kaukázusig elterjedt, és ennek megfelelően Kárpát-Balkán-kaukázusi eredetűnek tartott növényről.¹ Az Európában és Észak-Amerikában dísnövényként is általánosan elterjedt, atlantikus körülmények között kertekben jól fejlődő, továbbá adventívként is ugyancsak folyamatosan terjedő Teleki-virág (*Telekia speciosa* Baumg. 1816, syn. *Bupthalmum speciosum* Schreb. 1766, *Bupthalmum cordifolium* W. et K. 1801, *Inula macrophylla* M. B. 1809, *Inula caucasica* Pers. 1807, *Telekia cordifolia* DC. 1836, *Asteraceae*) fenotipikus változatosságának, pontosabban genetikai diverzitásának és fenotipikus plaszticitásának, szaporodásbiológiájának, szaporíthatóságának és terjedésének vizsgálata meglepő és érdekes eredményekkel szolgált. [Lásd a kötetünk végén található színes képeket is.]

A faj nemzetségeve alapján akár magyar növénynek is tekinthető. Jelképes voltát jelzi hogy gyakran szerepel a magyar botanika szimbolikus növényei között. Magyarország mai területén csak a Bükk hegységben (Nyírmező, Gyertyán-völgy, Feketesár-völgy) tekintik őshonosnak, és ezek az állományok szigorúan védettek. Lillafüred és Sopron környékén ismereteseek elvadult állományai és a jelen munka során előkerültek (véltőleg kertekből kivadult) tövek a Kőszegi-hegység több pontjáról.

A rovarmegporzású, inkább mészkedvelőnek tartott, természetes élőhelyein patakvölgyeket (*Telekio-Petasitetum*, *Filipendulo-Petasition*), mon-

¹ Ez az anyag egy 1990 óta folyamatban lévő klónozási tartamkísérlet egy részletéről készített kutatási jelentés részadatait tartalmazza. Az első 10 éves ciklus teljes, feldolgozott adatait (valamint a kísérlet történeti, elméleti stb. vonatkozásait) külön önálló munkában kívánjuk közzétenni. A jelentés elkészítésében közreműködött: Balogh Lajos, Baranyai József, Bíró Zsolt, Csikós Zsuzsanna.

tán ligeterdőket, nedves erdei szegélytársulásokat és tápanyagban gazdag talajokat kedvelő, de az utak mentén pl. a Keleti-Kárpátokban (sőt az Alpok-alján is) adventívként is viselkedő diploid faj ($2n: 20$) cönológiája eléggé jól ismert, genetikai változatosságára és fenotipikus plaszticitására vonatkozó adatok viszont ismeretlenek.

Érdekes, hogy ennek a feltűnő megjelenésű, jellegzetes illatú növénynek az etnobotanikája is nagyon szegényesen adatolható, ami arra utal, hogy viszonylag újabban (feltételezésünk szerint a török hódoltság idején a Kis-Ázsiából érkező hadakkal) terjedt el a Kárpát-medencében.

Anyag és módszer

1. Terepgyűjtések: vegetatív szaporítóanyag (populációminták) begyűjtése természetből.
2. Magcsere: generatív szaporítóanyag (magvak) beszerzése.
3. Transzplantációs kísérletek: Gergye-kert, Szombathely – Kámoni Arborétum, Szombathely – Chernel-kert, Kőszeg – Beythe-kert és Vasi Múzeum-falu, Szombathely – kivadult növények természetes élőhelyeken.
4. Morfometriai mérések.
5. Fenológia megfigyelések.
6. Molekuláris biológiai vizsgálatok (klorofill, izoenzimek).

A kutatás a következő szakaszokra bontható:

- 1989–1990: tervezési szakasz,
- 1990–1993: terepgyűjtések (BDTF Biológia Tsz., majd Növénytani Tsz.),
- 1990–1994: I. klónozási periódus (Gergye-kert, BDTF Növénytani Tsz.),
- 1994–1997: II. klónozási periódus (Kámoni Arborétum, BDTF Növénytani Tsz.),
- 1998– : III. klónozási periódus (Beythe-kert, BDTF, Örökléstan és Környezet Tsz.).

1998 tavaszán átültetett topo-, ill. klonodémek

- | | |
|---|------------------------|
| 1.1. SB8895.1: Törökország | (első klónozásban) |
| 1.2. SB8895.2: Törökország | " |
| 1.3. SB8895.3: Törökország | " |
| 1.4. BL2: Bucsin, Románia | " |
| 1.5. BL3: Bucsecs, Románia | " |
| 1.6. BL4: Hargita, Románia | " |
| 1.7. V-6. 1.1.1: Malonya, Szlovákia | (harmadik klónozásban) |
| 1.8. V-20.1.1.1: Aranyos-Beszterce-1, Románia | " |
| 1.9. V-20.1.2.1: Aranyos-Beszterce-2, Románia | (második klónozás) |
| 1.10. V-20.2.1.1: Aranyos-Beszterce-2, Románia | (harmadik klónozás) |
| 1.1.1. V-20.3.1.1: Aranyos-Beszterce-3, Románia | " |

- 1.12. V-20.3.2.1: Aranyos-Beszterce-3, Románia (második klónozás)
- 1.13. V-28.1.1.1: Tatárhágó-1, (harmadik klónozás)
- 1.14. V-28.2.1.1: Tatárhágó-2, (harmadik klónozás)
- 1.15. V-28.2.2.1.1: Tatárhágó-2, (negyedik klónozás)
- 1.16. V-28.2.2.2.1: Tatárhágó-2, (negyedik klónozás)
- 1.17. V-36.1.1.1: Dorna-Arin-1, Bukovina, Románia (harmadik klón)
- 1.18. V-36.2.1.1: Dorna-Arin-2, Bukovina, Románia (második klón)
- 1.19. V-36A.1.1.1: Dorna-Arin-3, Bukovina, Románia (3. klón)
- 1.20. V-38.1.1.1: Sucevita-1, Moldova, Románia (harmadik klón)
- 1.21. V-38.2.1.1: Sucevita-2, Moldova, Románia (3. klón)
- 1.22. V-38.2.2.1: Sucevita-2, Moldova, Románia (3. klón)
- 1.23. V-38.2.3.1.2: Sucevita-2, Moldova, Románia (4. klón)
- 1.24. V-38.2.4.1: Sucevita-2, Moldova, Románia (3. klón)
- 1.25. V-43.1.1.1: Csernovic-1, Ukrajna (3. klón)
- 1.26. V-43.1.2.1.2: Csernovic-2, Ukrajna (3. klón)
- 1.27. V-43.1.2.2.1: Csernovic-2, Ukrajna (4. klón)
- 1.28. V-43.1.3.1: Csernovic-3, Ukrajna (3. klón)
- 1.29. V-56.1.1.1: Bucsin-tető, Erdély, Románia (3. klón)
- 1.30. V-67.1.1.1: Lóhavas-sarok, Erdély, Románia (3. klón)
- 1.31. V-103.1.2.1: Durmitor, Juli(ai)-Alpok, Horvátország (3. klón)
- 1.32. V-112.1.1.1: Száva-forrás, Juliai-Alpok, Horvátország (3. klón)
- 1.33. V-112.1.2.1: Idem
- 1.34. V-112.1.3.1: Idem
- 1.35. V-112.1.4.1: Idem
- 1.36. V-112.1.5.1: Idem
- 1.37. V-112.1.6.1: Idem
- 1.38. V-112.1.7.1: Idem
- 1.39. V-112.1.8.1: Idem
- 1.40. V-9207.1.1.1: Pádis-fennsík, Erdély, Románia (3. klón)
- 1.41. V-9207.1.2.1: Idem
- 1.42. V-9107.1.1.2: Tátralomnic, Szlovákia (3. klón)
- 1.43. V-9206.1.1.2: Nagyág, Erdély, Románia (3. klón)
- 1.44. V-9206.1.1.2: Libán-tető, Erdély, Románia (3. klón)
- 1.45. V-9206.1.1.2: Jád völgye, Bihar, Erdély, Románia (3. klón)
- 1.46. V-9305.1.1.2: Tolvajos-tető, Hargita, Erdély, Románia (3. klón)
- 1.47. V-93 O5.1.2.1: Idem
- 1.48. V-9305.1.2.1: Idem (!)
- 1.49. V-9305.1.2.1.4: Persány-hg., Munténia, Románia (3. klón), Idem.

Az eredmények összefoglalása

1. 1998. február/március folyamán megtörtént az 1990 óta folyó klonális szaporítású transzplantációs kísérleti anyag átültetésének az előkészítése a Kámoni Arborétumból a Vasi Múzeumfalu területén újonnan kialakított Génökölógiai és Kultúrnövény-evolúciós (Etnobotanikai) Kísérleti Kertbe.
2. 1998 márciusában megtörtént 50 topodém (2–4. klónozási szakasz) átültetése a Beythe-kertbe két elrendezésben: tömbös elrendezés – soros elrendezés.
3. Megtörténtek az átültetés utáni első évben esedékes megfigyelések és mérések: virágzás ideje és intenzitása – termésérés ideje és termésmennyiség – virágzó szárok magassága – leveles tő átmérője – leveles tő zöldtömege – őszi tőlevelek morfometriája és fenotipikus plaszticitása – levágott tövek őszi sarjadzási erélye.
4. Az eredmények előzetes feldolgozása alapján megállapítható, hogy a klónozási tartamkísérletben – az előző évi kísérleti eredményekhez részben hasonlóan – az új edafikus és mikroklimatikus körülmények között is jelentős alaktani és élettani (fenológiai, plaszticitásbeli stb.) változatosság figyelhető meg a különböző *Telekia* topogenodémek között.
5. A kísérleti eredmények feldolgozása folyamatban van.
6. Az 1998. évi eredmények a BIO TÁR Electronic Germoplasma sorozatában kerülnek E-közlésre.

Klónonkénti levelek morfometriai táblázata

Sor-szám	Kód	Származás	Jell.	Levél-hossz	Levél-szélesség	Nyel (H)	Nyel (R)	Levél (H)	Levél (R)	Megjegyzés
1.	S8895.1	Törökország	*	33	14	20	20	2	2	
2.	S8895.1	Törökország		26,5	17	14,5	14,5	1,5	1,5	
3.	S8895.1	Törökország		24	13	15	15	1,2	1,2	
4.	S8895.2	Törökország	*	36	21	15	15	4,2	4,2	
5.	S8895.2	Törökország		25	18	12	12	1,2	1,2	
6.	S8895.2	Törökország		29	15,5	26	26	1,5	1,5	
7.	S8895.3	Törökország	*	44	19	19	19	3	3	
8.	S8895.3	Törökország		44	13,5	16	16	3	3	
9.	S8895.3	Törökország		26	18	16,5	16,5	2	2	
10.	BL2		*	31	23	19	19	2	2	
11.	BL2			29,5	17	27	27	3	3	
12.	BL2			49	18	25	17,5	2	2,5	aszimmetrikus
13.	BL3		*	33	19	25	25	1,5	1,5	
14.	BL3			29	21,5	23	23	2	2	
15.	BL3			33,5	20	25	25	3	3	
16.	BL4		*	32	21	16,5	16,5	2	2	
17.	BL4			41	20	19,5	19,5	2,5	2,5	
18.	BL4			29	21,5	28,5	28,5	2,5	2,5	

19.	V-6.1.1.1	Malonya	*	29	19	22	22	2,5	2,5	
20.	V-6.1.1.1	Malonya		25,5	20	24,5	24,5	2,5	2,5	
21.	V-6.1.1.1	Malonya		38	18	19	19	4	4	
22.	V-20.1.1.1	Aranyos-Beszterce	*	24,5	13,5	20	20	1	1	
23.	V-20.1.1.1	Aranyos-Beszterce		26,5	18	27	27	1,5	1,5	
24.	V-20.1.1.1	Aranyos-Beszterce		37	17	20	20	2,5	2,5	levélnyélen levélfül
25.	V-20.1.2.1	Aranyos-Beszterce	*	32	18	21	21	1	1	levélnyélen levélfülek
26.	V-20.1.2.1	Aranyos-Beszterce		35	22,5	20	20	2,5	2,5	
27.	V-20.1.2.1	Aranyos-Beszterce		43	25	18	18	2,5	2,5	
28.	V-20.2.1.1	Aranyos-Beszterce	*	25,5	18	15,5	15,5	1,5	1,5	
29.	V-20.2.1.1	Aranyos-Beszterce		25	13,5	16	16	1,5	1,5	
30.	V-20.2.1.1	Aranyos-Beszterce		23,5	19	23	23	1,5	1,5	
31.	V-20.3.1.1	Aranyos-Beszterce	*	30	18	28	28	2	2	
32.	V-20.3.1.1	Aranyos-Beszterce		30	21	16	16	4	4	
33.	V-20.3.1.1	Aranyos-Beszterce		34	18,5	22	22	2,5	2,5	
34.	V-20.3.2.1	Aranyos-Beszterce	*	29,5	16	23	23	1,5	1,5	levélnyélen levélfül
35.	V-20.3.2.1	Aranyos-Beszterce		28	21	29,5	29,5	2	2	
36.	V-20.3.2.1	Aranyos-Beszterce		38	16,5	16,5	16,5	2,5	2,5	levélnyélen levélfül
37.	V-28.1.1.1	Tatár-hágó	*	34,5	18,5	32	32	2,5	2,5	levélnyélen levélfül
38.	V-28.1.1.1	Tatár-hágó		30	12	18,5	18,5	2	2	
39.	V-28.1.1.1	Tatár-hágó		36	22	20	20	4	4	
40.	V-28.2.1.1	Tatár-hágó	*	27	18,5	22	22	2,5	2,5	
41.	V-28.2.1.1	Tatár-hágó		32,5	8,5	17,5	17,5	1,5	1,5	
42.	V-28.2.1.1	Tatár-hágó		29	20,5	20,5	20,5	1,5	1,5	
43.	V-28.2.1.1	Tatár-hágó	*	31	16,5	23	23	3	3	
44.	V-28.2.2.1.1	Tatár-hágó		35,5	14	19	19	2,5	2,5	levélnyélen levélfül

45.	V-28.2.2.1.1	Tatár-hágó			30,5	19	20	20	2,5	2,5	
46.	V-28.2.2.2.1	Tatár-hágó	*		31	21	22	22	1,5	1,5	
47.	V-28.2.2.2.1	Tatár-hágó			26,5	25	22,5	22,5	1,5	1,5	levélnyélen levélfülek
48.	V-28.2.2.2.1	Tatár-hágó			36,5	19	20	20	2,5	2,5	
49.	V-36.1.1.1	Dorna-Arini	*		28,5	16	17	17	2	2	levélnyélen levélfülek
50.	V-36.1.1.1	Dorna-Arini			25	13	21	19,5	1,2	1	aszimmetrikus
51.	V-36.1.1.1	Dorna-Arini			29	22	14	14	2,5	2,5	
52.	V-36.2.1.1	Dorna-Arini	*		31	19	18	18	2	2	
53.	V-36.2.1.1	Dorna-Arini			29,5	19	18	18	2	2	
54.	V-36.2.1.1	Dorna-Arini			31,5	15	17	17	2	2	levélnyélen levélfülek
55.	V-36A.1.1.1	Dorna-Arini	*		23	18,5	20,5	20,5	2	2	levélnyélen levélfülek
56.	V-36A.1.1.1	Dorna-Arini			23	13	16	16	1,5	1,5	
57.	V-36A.1.1.1	Dorna-Arini			19,5	21	16	16	2,5	2,5	
58.	V-38.1.1.1	Sucevita	*		29	18,5	34	34	2,5	2,5	
59.	V-38.1.1.1	Sucevita			27	24,5	19	19	2,5	2,5	
60.	V-38.1.1.1	Sucevita			24,5	13	20	20	2	2	
61.	V-38.2.1.1	Sucevita	*		31,5	22,5	19	19	2,5	2,5	
62.	V-38.2.1.1	Sucevita			33	20	15	15	2,5	2,5	
63.	V-38.2.1.1	Sucevita			29	15	22,5	22,5	1,5	1,5	
64.	V-38.2.2.1	Sucevita	*		30	18,5	36,5	36,5	4	4	
65.	V-38.2.2.1	Sucevita			43	19	28	28	3	3	
66.	V-38.2.2.1	Sucevita			35	13,5	17	17	2,5	2,5	
67.	V-38.2.3.1.2	Sucevita	*		34	18	16,5	16,5	2,3	2,3	
68.	V-38.2.3.1.2	Sucevita			26	12	16	16	2	2	
69.	V-38.2.3.1.2	Sucevita			35,5	25	13	13	2,5	2,5	
70.	V-38.2.3.2.1	Sucevita	*		29	21,5	12,5	12,5	1,5	11,5	

71.	V-38.2.3.2.1	Sucevita		34,5	13	18,5	18,5	2	2	
72.	V-38.2.3.2.1	Sucevita		32	22,5	17	17	2,5	2,5	
73.	V-38.2.4.1	Sucevita	*	24,5	19	26	26	2	2	
74.	V-38.2.4.2	Sucevita		39	26,5	17	17	3	3	
75.	V-38.2.4.3	Sucevita		34	16	23	23	3	3	
76.	V-43.1.1.1.1	Csernovic	*	30,5	20,5	15	15	2,5	2,5	levélnyélén levélfülek
77.	V-43.1.1.1	Csernovic		29	23,5	16,5	16,5	3	3	
78.	V-43.1.1.1	Csernovic		36,5	23	15	15	2,5	2,5	levélnyélén levélfülek
79.	V-43.1.2.1.2	Csernovic	*	27,5	14	19	19	1,5	1,5	
80.	V-43.1.2.1.2	Csernovic		28,5	20	22,5	22,5	1	1	
81.	V-43.1.2.1.2	Csernovic		38	16	16	16	1,5	1,5	levélnyélén levélfülek
82.	V-43.1.2.2.1	Csernovic	*	31	22	25,5	24	2	1	aszimmetrikus
83.	V-43.1.2.2.1	Csernovic		33	22	20	20	2,5	2,5	
84.	V-43.1.2.2.1	Csernovic		39	21	20	20	2,5	2,5	
85.	V-43.1.3.1	Csernovic	*	28	22	16	16	2	2	
86.	V-43.1.3.1	Csernovic		25	22	18	18	2,5	2,5	
87.	V-43.1.3.1	Csernovic		24	17	16,5	16,5	1,5	1,5	levélnyélén levélfülek
88.	V-56.1.1.1	Bucsin	*	31,5	22,5	24	24	1,5	1,5	
89.	V-56.1.1.1	Bucsin		27	18	21	21	1	1	levélnyélén levélfülek
90.	V-56.1.1.1	Bucsin		38	17,5	21,5	21,5	2,5	2,5	
91.	V-67.1.1.1	Lóhavas	*	37	19,5	13	13	2	2	levélnyélén levélfülek
92.	V-67.1.1.1	Lóhavas		27	11,5	19	4,5	0,5	0,5	aszimmetrikus, levélfül
93.	V-67.1.1.1	Lóhavas		19,5	12	14	14	1,5	1,5	levélnyélén levélfül
94.	V-103.1.2.1	Durmitor	*	18,5	20	15,5	15,5	1,5	1,5	

95.	V-103.1.2.1	Durmitor		43	20	20	20	20	2	2	
96.	V-103.1.2.1	Durmitor		24	17	15	15	1,5	1,5	1,5	
97.	V-112.1.1.1	Száva-forrás, Júlia Alpok	*	28	21	20,5	20,5	4	4	4	
98.	V-112.1.1.1	Száva-forrás, Júlia Alpok		20	20	22	22	3	3	3	
99.	V-112.1.1.1	Száva-forrás, Júlia Alpok		35	21	21,5	20	4	2,5	2,5	aszimmetrikus, levélfül
100.	V-112.1.2.1	Száva-forrás, Júlia Alpok	*	27	20	17	17	3	3	3	
101.	V-112.1.2.1	Száva-forrás, Júlia Alpok		39,5	24	8,5	8,5	3,5	3,5	3,5	
102.	V-112.1.2.1	Száva-forrás, Júlia Alpok		44	24	13	13	4	4	4	levélnyélen levélfülek
103.	V-112.1.3.1	Száva-forrás, Júlia Alpok	*	39	24	21	21	2,5	2,5	2,5	
104.	V-112.1.3.1	Száva-forrás, Júlia Alpok		26,5	22	19	19	3	3	3	
105.	V-112.1.3.1	Száva-forrás, Júlia Alpok		33	19	21	21	2,5	2,5	2,5	
106.	V-112.1.4.1	Száva-forrás, Júlia Alpok	*	31	22,5	13,5	13,5	4	4	4	
107.	V-112.1.4.1	Száva-forrás, Júlia Alpok		36	20	15	15	2,5	2,5	2,5	levélnyélen levélfülek
108.	V-112.1.4.1	Száva-forrás, Júlia Alpok		25	19	19	19	2,5	2,5	2,5	
109.	V-112.1.5.1	Száva-forrás, Júlia Alpok	*	28	18	19	19	3	3	3	
110.	V-112.1.5.1	Száva-forrás, Júlia Alpok		20	18	23	23	2,5	2,5	2,5	
111.	V-112.1.5.1	Száva-forrás, Júlia Alpok		26	11,5	16	16	3	3	3	
112.	V-112.1.6.1	Száva-forrás, Júlia Alpok	*	28,5	20	19	19	4	4	4	
113.	V-112.1.6.1	Száva-forrás, Júlia Alpok		35	17,5	12	12	3,5	3,5	3,5	
114.	V-112.1.6.1	Száva-forrás, Júlia Alpok		23	25	22	20	2,5	2,5	2,5	aszimmetrikus
115.	V-112.1.7.1	Száva-forrás, Júlia Alpok	*	27	21	28	28	1,5	1,5	1,5	levélnyélen levélfülek
116.	V-112.1.7.1	Száva-forrás, Júlia Alpok		30	24,5	13	13	2,5	2,5	2,5	
117.	V-112.1.7.1	Száva-forrás, Júlia Alpok		35	26,5	15	13	2	1,5	1,5	aszimmetrikus
118.	V-112.1.8.1	Száva-forrás, Júlia Alpok	*	27	20	23	23	1,5	1,5	1,5	
119.	V-112.1.8.1	Száva-forrás, Júlia Alpok		28	19,5	12	12	3,5	3,5	3,5	
120.	V-112.1.8.1	Száva-forrás, Júlia Alpok		20	18	24	24	3	3	3	

121.	92.07.06.1.1.1	Bihar, Padis-fennsík	*	24	19	13	13	2,5	2,5	levélnyélen levélfülek
122.	92.07.06.1.1.1	Bihar, Padis-fennsík		22,5	20	25	25	3	3	
123.	92.07.06.1.1.1	Bihar, Padis-fennsík		24,5	13,5	9,5	9,5	1,5	1,5	
124.	92.07.06.1.2.1	Bihar, Padis fennsík	*	24,5	16,5	20,5	17	2	0,3	aszimmetrikus, levélnyélen levélfülek
125.	92.07.06.1.2.1	Bihar, Padis-fennsík		20	18,5	17,5	17,5	1,5	1,5	
126.	92.07.06.1.2.1	Bihar, Padis-fennsík		17,5	15	9,5	9,5	2	2	
127.	91.1.1.2	Tátralomnic	*	16	12	14	14	2,5	2,5	
128.	91.1.1.2	Tátralomnic		22,5	13,5	15	15	1	1	
129.	91.1.1.2	Tátralomnic		16,5	11,5	11,5	11,5	1,2	1,2	
130.	92.1.1.2	Nagyág	*	26	20	20,5	20,5	2,5	2,5	
131.	92.1.1.2	Nagyág		20,5	13,5	14	14	1,5	1,5	
132.	92.1.1.2	Nagyág		29,5	18	14	14	2	2	
133.	92.1.1.2	Libán-tető	*	30,5	19	16,5	16,5	1	1	
134.	92.1.1.2	Libán-tető		32	18	18	18	1	1	levélnyélen levélfülek
135.	92.1.1.2	Libán-tető		23	18	24,5	24,5	1	1	
136.	92.1.1.2	Jád völgye	*	28	17	13	13	2	2	
137.	92.1.1.2	Jád völgye		26	15	15	15	1,5	1,5	
138.	92.1.1.2	Jád völgye		24	17,5	20,5	20,5	1	1	levélnyélen levélfülek
139.	93.05.18.1.1.2	Tolvajos-tető, Hargita	*	23,5	22,5	24	24	1,5	1,5	
140.	93.05.18.1.1.2	Tolvajos-tető, Hargita		30	20,5	20	20	1	1	levélnyélen levélfül
141.	93.05.18.1.1.2	Tolvajos-tető, Hargita		36	17	14	14	1	1	levélnyélen levélfül
142.	93.05.18.1.2.1	Tolvajos-tető, Hargita	*	28	21	18,5	18,5	1,5	1,5	levélnyélen levélfül
143.	93.05.18.1.2.1	Tolvajos-tető, Hargita		26,5	15	13	13	0,5	0,5	

144.	93.05.18.1.2.1	Tolvajos-tető, Hargita		26	18,5	21	19,5	0,5	0,5	aszimmetrikus, levélfül
145.	93.05.18.1.2.1	Tolvajos-tető, Hargita	*	23,5	16	19	19	1,5	1,5	
146.	93.05.18.1.2.1	Tolvajos-tető, Hargita		32	20	21	21	2	2	
147.	93.05.18.1.2.1	Tolvajos-tető, Hargita		23	17,5	22,5	22,5	1	1	
148.	93.05.19.1.2.1.2	Persány	*	29	18	22	22	1	1	
149.	93.05.19.1.2.1.3	Persány		24	17	18	18	2	2	
150.	93.05.19.1.2.1.4	Persány		26,5	11,5	18	18	1	1	

2. táblázat

Leveles tövek átmérője és zöldtömege (1998 októberében)

Ültetési sorrend	Származási hely	Kód	Növény- magasság (cm)	Növényátmérő (cm)		Biomassza (gr.)	Száras (%)	Beteg (%)
				1	2			
1.	Törökország	S 88.95.1.	35	40	60	300	50	60
2.	Törökország	S 88.95.2.	50	80	90	1500	20	40
3.	Törökország	S 88.95.3.	40	100	90	1700	30	70
4.	B. L.	2	50	120	110	2300	10	30
5.	B. L.	3	50	110	120	2500	20	10
6.	B. L.	4	50	130	140	4800	0	5
7.	Malonya	V-6.1.1.1.	60	120	140	4400	5	5
8.	Aranyos-Beszterce	V-20.1.1.1.	40	110	120	2500	30	25
9.	Aranyos-Beszterce	V-20.1.2.1.	60	140	130	4500	0	0
10.	Aranyos-Beszterce	V-20.2.1.1.	40	100	110	2300	25	5
11.	Aranyos-Beszterce	V-20.3.1.1.	60	120	120	3000	10	15
12.	Aranyos-Beszterce	V-20.3.2.1.	50	110	110	2900	10	20
13.	Tátár-hágó	V-28.1.1.1.	50	130	125	2800	15	20
14.	Tátár-hágó	V-28.2.1.1.	50	120	130	1600	40	15
15.	Tátár-hágó	V-28.2.2.1.1	45	100	120	2400	35	10
16.	Tátár-hágó	V-28.2.2.2.1.	50	110	130	3600	30	5
17.	Dorna-Arini	V-36.1.1.1.	60	140	140	4100	0	0
18.	Dorna-Arini	V-36.2.1.1.	50	120	130	2700	30	5
19.	Dorna-Arini	V-36.A.1.1.1.	40	110	110	3700	25	10
20.	Sucevita	V-38.1.1.1.	50	100	110	1700	25	5
21.	Sucevita	V-38.2.1.1.	50	110	120	3100	5	10
22.	Sucevita	V-38.2.2.1.	50	130	140	4400	5	30
23.	Sucevita	V-38.2.3.1.2.	60	140	150	5100	10	20
24.	Sucevita	V-38.2.3.2.1.	50	130	130	4300	5	15
25.	Sucevita	V-38.2.4.1.	50	130	130	3600	5	15

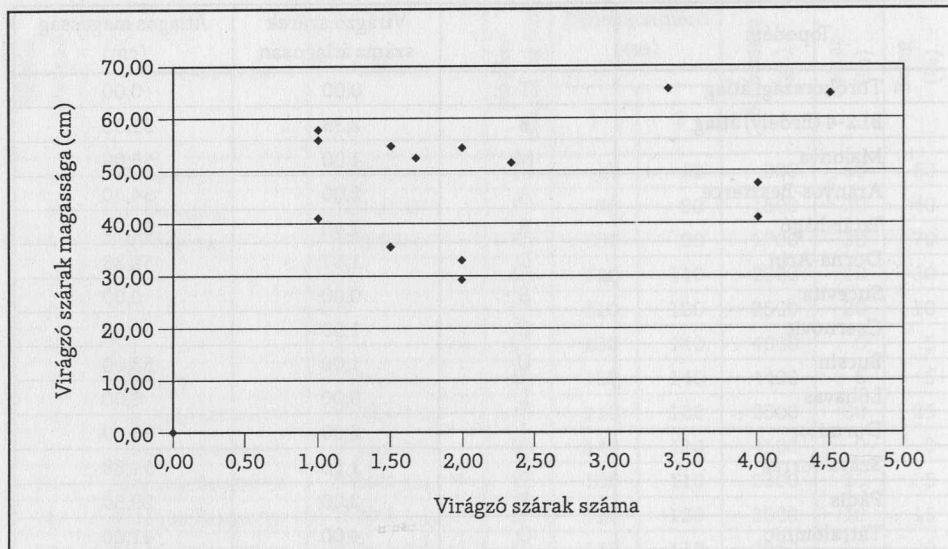
3. táblázat

Telekia speciosa virágzatok száma és növénymagasság (klónként, 1998. jún.)

Topodém		Virágzó szárok száma átlagosan	Átlagos magasság (cm)
Törökországi átlag	T	0,00	0,00
BL2-4 (Erdély) átlag	B	2,33	51,33
Malonya	M	1,00	56,00
Aranyos-Beszterce	A	2,00	54,40
Tatár-hágó	R	3,40	65,80
Dorna-Arin	D	1,67	52,33
Sucevita	S	0,00	0,00
Csernovic	C	1,50	35,25
Bucsin	U	1,00	58,00
Lóhavas	L	0,00	0,00
Durmitor	I	2,00	33,00
Száva-forrás	Z	1,50	54,88
Pádis	P	2,00	29,50
Tátralomnic	O	4,00	41,00
Nagyág	G	1,00	41,00
Libán-tető	E	0,00	0,00
Jád völgye	J	4,00	48,00
Tolvajos-tető	V	0,00	0,00
Persány	Y	4,50	65,00
Átlag		1,679	36,078
Szórás		1,452	24,193

1. ábra

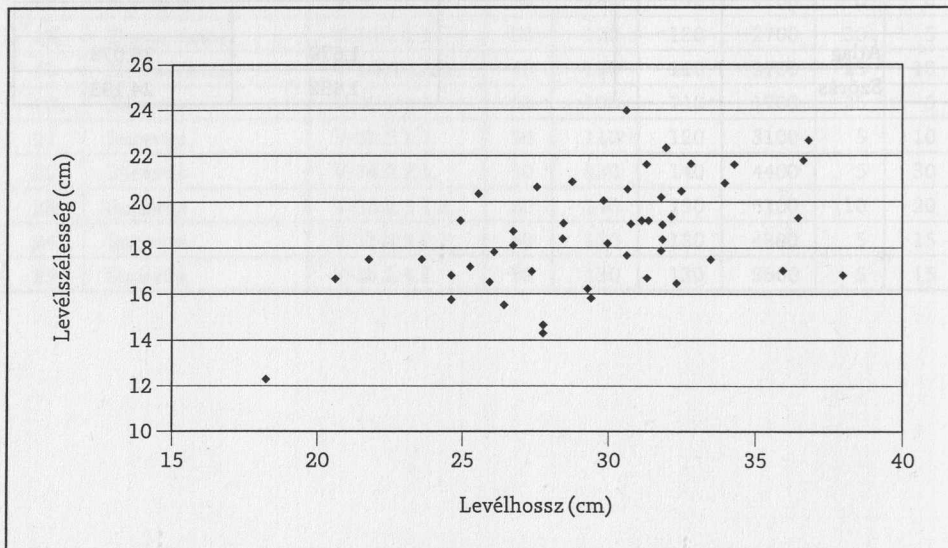
**Telekia speciosa klónok virágzása
a 4. klónozási ciklus első évében (1998) Szombathelyen**



A vegetatív állapotban maradt klónok értékeinek figyelembevételével.

2. ábra

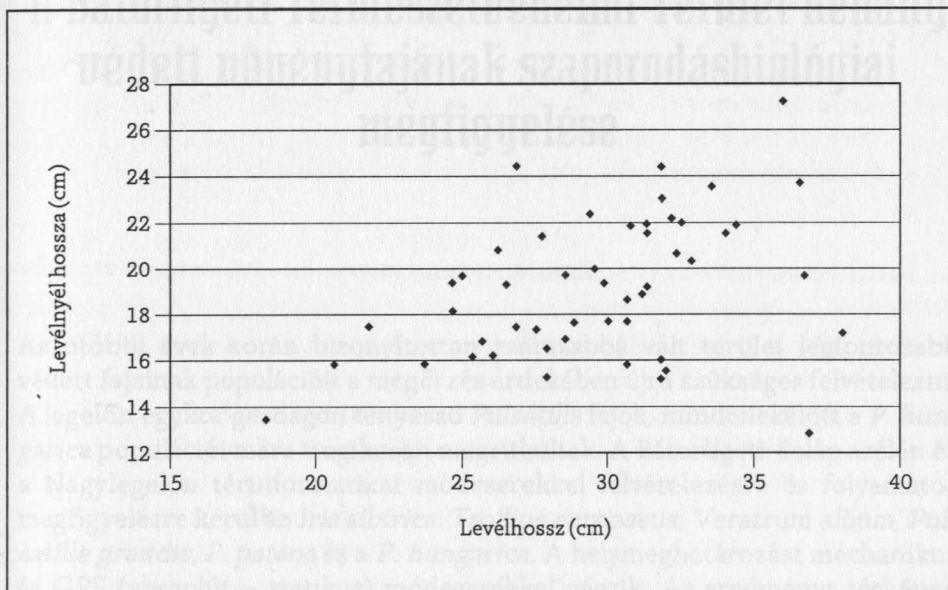
Telekia speciosa Baumg. populációminták génökológiai vizsgálata



Beythe-kert, Szombathely, 1998 október 15-i mintavétel.

3. ábra

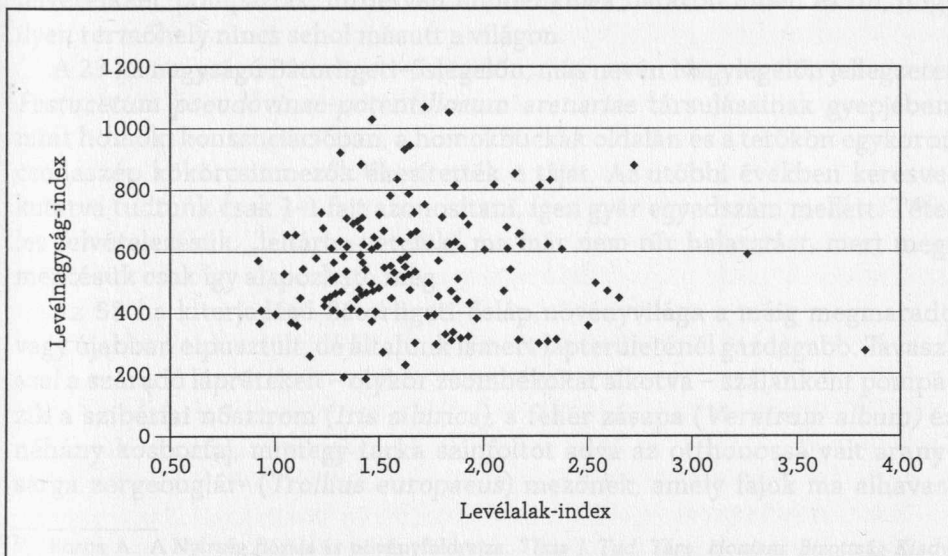
Telekia speciosa Baumg. populációminták génökológiai vizsgálata



Beythe-kert, Szombathely, 1998. október 15-i mintavétel.

4. ábra

Telekia speciosa Baumg. populációminták génökológiai vizsgálata



Beythe-kert, Szombathely, 1998. október 15-i mintavétel.

A Bátorligeti Természetvédelmi Terület néhány védett növényfajának szaporodásbiológiai megfigyelése

Az utóbbi évek során bizonyítottan szárazabbá vált terület legfontosabb védett fajainak populációit a megőrzés érdekében újra szükséges felvételezni. A legelőn egykor gazdagon tenyésző *Pulsatilla* fajok, mindenekelőtt a *P. hungarica* populációi mára tragikusan megritkultak. A Bátorligeti-ősláp szélén és a Nagylegelőn térinformatikai módszerekkel felvételezésre és folyamatos megfigyelésre kerül az *Iris sibirica*, *Trollius europaeus*, *Veratrum album*, *Pulsatilla grandis*, *P. patens* és a *P. hungarica*. A helymeghatározást mechanikus és GPS (abszolút – statikus) módszerekkel végzik. Az eredményt térképen rögzítik és táblázatba foglalják.

Ma már csak tétova kíváncsisággal érdeklődhetünk a „legpompásabb kökörccsinmező” hollétéről,¹ azokról a homokbuckákról, ahol hajdanában a tavaszt három telivér kökörccsinfaj virágainak ezrei ékesítették, s keveredtek félvéreikkel, pompáztak, hirdetvén mindenkinek határon innen és túl, hogy ilyen termőhely nincs sehol másutt a világon.

A 23 ha nagyságú Bátorligeti-őslegelőn, más nevén Nagylegelőn jellegzetes *Festucetum pseudovinae-potentillosum arenariae* társulásainak gyepeiben, mint homoki konszociációban, a homokbuckák oldalán és a tetőkön egykoron csodaszép kökörccsinmezők ékesítették e tájat. Az utóbbi években keresve kutatva tudtunk csak 1-1 fajt azonosítani, igen gyér egyedszám mellett. Tétel felvételezésük, „létárba vételük” ma már nem tűr halasztást, mert megmentésük csak így alapozható meg.

Az 53 ha kiterjedésű Bátorligeti-ősláp növényvilága a máig megmaradt, vagy újabban elpusztult, de általunk ismert lápterületénél gazdagabb. Tavasszal a száradó lápréteken – olykor zsombékokat alkotva – szálánként pompázik a szibériai nőszirm (*Iris sibirica*), a fehér zászpa (*Veratrum album*) és néhány kosborfaj, mintegy tarka színfoltot adva az otthonossá vált arany-sárga zergeboglár- (*Trollius europaeus*) mezőnek, amely fajok ma alhavasi

¹ Boros A.: A Nyírség flórája és növényföldrajza. Tisza I. Tud. Társ. Honism. Bizottság Kiadv. Debrecen, 1932. 8. 208.

vagy szubarktikus rétek, lápok lakói. E növényfajok egyedeinek pontos meghatározása, tenyészhelyei jellemzőinek pontosítása hiánypótló munkát jelenthet.

Célkitűzések:

- a bátorligeti Nagylegelő *Pulsatilla* fajainak és az ősláp néhány ritka fajának pontos számbavétele, lelőhelyeik rögzítése térképen,
- a termőhelyek edafikus tulajdonságainak további pontosítása,
- a fellelhető mikorrhizás gombakapcsolatok meghatározása.

Irodalmi áttekintés

Amikor Tuzson János felfedezte Bátorligetet, megállapította róla, hogy északi jellegű zombékosai kétségtelenül maradványai az egykori szubarktikus növényvilágnak,² noha ezt a megállapítást több kutató kétségbe vonta. A lápréteken, a ligeterdők szélein élő alhavasi jellegű fajokat a jégkor utáni korszakok flóramaradványának tartotta néhány szakember, s a vita talán még ma sem került nyugvópontra. A nyírvilág nagy kutatója Soó Rezső sem zárkózott el a megállapítások bírálatától, s munkái során helyt adott a glaciális-posztglaciális reliktum-magyarázatnak.³ Véleménye szerint ez időből maradt itt a zergeboglár, a szibériai hamuvirág (*Ligularia sibirica*), a tőzegeper (*Comarum palustre*), a lápi nádperje (*Calamagrostis neglecta*) és a mocsári angyalgyökér (*Angelica palustris*), amelyek ma hegyvidéki hideg rétek, lápok lakói. Székessy Vilmos szerint e növények a magyar Alföld ősi tájképét, a lápokkal tarkított erdős pusztát idézik elénk.

A Bátorligeti-őslgelegő, más nevén Nagylegelő gyepeiben csodaszép kökőrcsinmezőket látott még Simon Tibor.⁴ Különösen értékes számunkra az az endemikus faj, amelyet Soó írt le „magyar kökőrcsin” (*Pulsatilla hungarica*) néven. Óhatatlanul felvetődik a kérdés: miért élhet itt együtt a magyar kökőrcsin, a tátógó kökőrcsin (*Pulsatilla patens*), a leánykökőrcsin (*Pulsatilla grandis*), valamint három fajhibridjük? Pócs Tamás is megállapította, hogy a zárt nyírségi homoki gyepekben tavasszal több kökőrcsinfaj nyílik tömegesen, amelyek között a legnevezetesebb a sárga-lila színű magyar kökőrcsin.⁵

² Tuzson J.: Képek a Magyar-Alföld növényvilágából. *Természettudományi Közlöny*, 1914. 600. füzet, 3–21.

³ Soó R.: Bátorliget növényvilága. In Székessy V.: *Bátorliget élővilága*. Budapest, 1953, Akadémiai Kiadó.

⁴ Simon T.: Bátorliget növényzetéről. In Szalontai B.: *Nyírbátor története, Bátorliget élővilága*. Báthori István Múzeum Füzetei. Nyírbátor, 1956, 56–65.

⁵ Pócs T.: Növényföldrajz. In Hortobágyi T.–Simon T.: *Növényföldrajz, társulástan és ökológia*. Budapest, 1981, Tankönyvkiadó.

Az 1986 óta védett 23 hektárnyi nyírségi törpefüves homoki gyepen nemcsak különlegességük, de sajnos ma már ritkaságuk miatt is, kiemelkedő értéknek számítanak a kökőrcsinfajok, amelyek a tavaszi hérics és a magyar nőszirm társaságában élnek itt.⁶ Ma már csak bizonytalanul lehet kijelenteni, hogy a bátorligeti nagylegélőn az előzőekben említett kökőrcsinfajok mindegyike előfordul. Vannak évek, amikor csak két faj látható a három közül.

Anyag és módszer

A *Pulsatilla* fajok számszerű felmérését a bátorligeti legelőt átszelő műút keleti felén (Bátorligetről kifelé menet bal oldalon) kezdtük meg. A terület felszíne zaklatott, homokbuckákkal tarkított, melynek lefutása déli, északkelet–délnyugati irányú, s mintegy féloldalasan ívszerű karéjt képez a legelőn. Vízvezető árok megkopott nyomvonala, valamint az ásott kút ad némi támpontot a területen való jobb eligazodáshoz. A déli részen, közel az úthoz szarvasmarhatenyésztéssel kialakított istállók és karámok találhatók. A legelőt földutak „szabdalják” további részekre.

A felmérési munkákat nem négyzethálós módszerrel végeztük, hanem a földfelszín geomorfológiai változásaihoz jobban alkalmazkodva a területet a rét kezdetén kijelölt ponttól indulóan 8 körcikkre tagoltuk. Ezt követően a körcikkeket kisebb szakaszokra osztottuk. A területet a tenyészdő (1998. március 25–április 30.) folyamán 5-5 alkalommal, tüzetesen átjártuk, átvizsgáltuk és a talált egyedeket fehér, műanyag táblákkal megjelöltük. A felvételezett egyedeket minden alkalommal jegyzőkönyvbe rögzítettük, regisztrálva annak fejlettségét. A felvételezés végeztével az „emberi beavatkozások” elkerülésére a jelzőtáblákat eltávolítottuk.

A Bátorligeti-őslápon regisztráltuk a szibériai nőszirm, a fehér zászpa és a zergeboglár fajokat. E munka egyszerűbb volt, mint a kökőrcsinek felmérése, mert termőhelyük jól körülhatárolt, szigorúan védett területen van. „Elkóborló töveket” is találtunk a füzekkel, nyírekkel szegélyezett ligetes tisztásokon a szibériai nőszirmból és a fehér zászpából. E fajokat 3-3 alkalommal felvételeztük az egyedek számát jegyzőkönyvben rögzítve.

Magszedést 1998. május 22-én végeztünk a *Pulsatilla hungaricanál*. Az *Iris sibirica* magvait 1998. október 13-án gyűjtöttük be.

A magyar kökőrcsin rizoszférájának talaját kézi mintavevő eszközzel gyűjtöttük be két mintaterületről az 1996–98-as években. Az idősebb tövek gyökérszférájának talajaiból (20 cm-es mélységű) mintaszúrással emeltük ki a talajmintákat. 30 kijelölt tövet mintáztunk meg termőhelyenként. A vett min-

⁶ Gencsi Z.: Szabolcs-Szatmár-Bereg megye természeti értékei. *Erd. Lapok*, 1993. 81–84.

tákból „kevert mintát” készítettünk, s ez a talajminta került vizsgálatra. 1996-ban a homokbuckák tetején tenyésző növényegyedek kerültek mintázásra, míg a második évben csak a homokbuckák alján élő növényeket végeztük el. A minták laboratóriumi feldolgozását szaklaborban készítettük 38 paraméter vizsgálatával (lásd 1. táblázat).

Eredmények

1. táblázat

A talajtápanyag-vizsgálati módszerek

Vizsgálat neve	Módszer	Készülék	Bizonytalanság
pH(KCl)	MSZ-08-0206-2:1978	Digitális pH-mérő, Radelkis OP-211	0,05 pH egység
Kötöttség (KA)	TVG2	Kötöttség keverő gép, KR 25	1-3 KA egység
Összes só	MSZ-08-0206-2:1978	Konduktométer, Radelkis OK-102/1	5-7,5%
CaCO ₃	MSZ-08-0206-2:1978	Kalciméter, LABOR MIM	2,5-7,5%
Humusz	TVG6, TVG10	Contiflo, LABOR MIM	2,5-7,5%
P ₂ O ₅	TVG3, ICP P	ICP Thermo Jarrel Ash Polyscan 61E	2,5-5%
K ₂ O	TVG3, ICP K		2,5-5%
Na	TVG3, ICP Na		4-7,5%
(NO ₃ +NO ₂)-N	TVG5, FIA6	FIAstar, TECATOR	5-10%
NH ₄ -N	TVG5, FIA11		5-10%
Mg	TVG5, AN	Contiflo-AAS, LABOR MIM	2,5-5%
Zn	TVG5, TVG8	Contiflo-AAS, LABOR MIM	5-10%
Cu			5-10%
Mn			4-7,5%
Összes elem	ICP módszerek	ICP Thermo Jarrel Ash Polyscan 61E	5-10%
Összes Hg	ASS Hg	AAShibrid Philips PU9100X-PU9360X	10%
Feltárás	TS	Teflon bomba	

2. táblázat

Pulsatilla fajok 1998. évi felvételezése a bátorligeti legelőn

A faj neve	Előfordulásának mértéke	
	Tő	%
Pulsatilla hungarica	133	62
Pulsatilla patens	17	9
Pulsatilla grandis	42	29
Összesen	192	100

A felvételezés folyamán megállapítottuk, hogy a *Pulsatilla hungarica* állomány közel 10%-a idősebb, a többi fiatal, 1-2 virággal rendelkező növény.

3. táblázat

A *Pulsatilla hungarica* területi elhelyezkedése a bátorligeti legelőn 1998-ban

Terület sorszáma	Tövek	
	száma	%
1.	3	2
2.	27	20
3.	34	26
4.	55	41
5.	14	11
Összesen:	133	100

A *Pulsatilla patens* gyér egyedszámmal található a bátorligeti legelő felvételezett területén, s mindössze egy felmérési területen (6. sz.) volt dúsabb állománya.

A *Pulsatilla grandis* a 6., 7., 8. sz. felmérési területen nőtt dúsabb állományban 1998-ban. A lejtőn, olykor a homokbucka gerincén is találtunk egyedeket. Megállapítottuk, hogy vadkártétel következtében nappalra minden egyes virágot, virágbimbót „lecsíptek” az állatok. A növények egyedi védelmét virágzáskor feltétlenül meg kell oldani!

A legelőrészen 13 helyen találtuk az *Adonis vernalis* kisebb populációját.

A Bátorligeti-ősláp területén talált egyéb növényfajok előfordulási gyakoriságát a 4. táblázatban mutatjuk be.

4. táblázat

Egyéb ritka fajok felvételezése 1998-ban

<i>Adonis vernalis</i>	86 tő
<i>Iris sibirica</i>	9 tő
<i>Trollius europaeus</i>	168 tő
<i>Veratrum album</i>	41 tő

A növényfajok elhelyezkedése az ősláp bekerített területén viszonylagosan koncentrált. A zergeboglár gyakorlatilag egy csoportban található a műút felőli bejárat két oldalán fekvő nedves kaszálóréten. A réten szórtan elhelyezkedő *Trollius* csoportok szinte körülölelik a szibériai nőszirm összefüggő, zsombékos „telepét”. A fehér zászpából egyes példányok bevándoroltak a nyír-fűz által

határolt ligetes területre is, de döntő többségük a zergeboglár tenyészhelyén, azok csoportjai között található. A szibériai nőszirom zsombéksásos telepe főleg öreg tövekből áll, s gyakorlatilag egybefüggő telepet képez, de egy-egy idősebb tő és néhány fiatal példány „elkóborolt” a fűzzel, nyírral szegélyezett, víze-nyős, tocsogós ligeterdő részre.

A talajtani vizsgálatok során megállapítottuk, hogy a *P. hungarica* faj a bátorligeti Nagylegelőn erősen savanyú ($\text{pH}/\text{KCl}/ = 4,55$), közepes humusztartalmú (2,93%) homoktalajon tenyészik. A termőhelyek P_2O_5 -ből gyengén (103,5 mg/kg); K_2O -ból közepesen (188,5 mg/kg) ellátottak. A talajban jelentős a cink mennyisége (14,7 mg/kg), míg a mangánból kielégítő (135 mg/kg), rézből igen csekély mennyiség (0,6 mg/kg) áll rendelkezésre. Ezek mellett a talaj rejtett savanyúsága (hidrolitos aciditás: 11,83) a dombtetőkön és a buckák alján egyaránt a láposodási hajlamot jelzi.

A szennyező elemek mennyisége messze a toxicitási határérték alatt van. A növény rizoszférajának talaja nem tartalmaz kalciumkarbonátot, és nincs vízben oldható sótartalma. Amíg Szabolcs-Szatmár-Bereg megyében általában a talajok arzéntartalma magas, e lápközei legelőn meglepően alacsony. A rizoszféra talajvizsgálata alapján a magyar kökörccsin talajigénye: humuszban közepesen gazdag, erősen savanyú kémhatású, csekély szennyezőanyag-tartalmú, mésztől és vízdoldható sóktól mentes, láposodó, laza szerkezetű homoktalaj.

5. táblázat

A talaj-tápanyagvizsgálat eredményei

Vizsgálat neve	1. mintaterület	2. mintaterület
pH(KCl)	4,52	4,67
Kötöttség (KA)	28	29
Összes só %	0	0
CaCO_3 %	0	0
Humusz %	4,66	1,19
P_2O_5 mg/kg	149	58
K_2O mg/kg	218	159
Na mg/kg	17	29
$(\text{NO}_3+\text{NO}_2)\text{-N}$ mg/kg	2,7	3,3
$\text{NH}_4\text{-N}$ mg/kg	6,9	5,1
Mg mg/kg	64	56
Zn mg/kg	3,3	26
Cu mg/kg	0,7	0,5
Mn mg/kg	110	160
pH(H_2O)	5,73	6,14
y_1	13,4	10,25

Összefoglalás

Adatainkból megállapíthatjuk, hogy a bátorligeti legelő *Pulsatilla* állománya igencsak megritkult az 1997–98-as évekre. Szigorú védésük nem tűr további halogatást. Szükség esetén mesterséges állománynövelésre is gondolnunk kell. Meg kell oldani a leánykőkörcsinek egyedi védelmét is. Ugyanakkor örvendetes a magyar kőkörcsin számának emelkedése.

A Bátorligeti-ősláp szigorúan védett területén talált zergeboglárfaj egyed-száma biztatóan növekszik, amióta az első kaszálást kihagyják, és az állomány intenzív növekedésének reményére jogosít a következő években. Ugyanezt állapítottuk meg a fehér zászpára vonatkozóan is. A szibériai nőszirm mes-terséges felszaporítása azonban indokoltnak látszik. Felhívjuk a figyelmet arra a kellemetlen tényre, hogy a védett terület kerítése mellett, valamint a nagylegelőt átszelő műút mentén és egyes belső területeken is megjelent, és egyre intenzívebben terjed két veszélyes adventív gyomfajunk, a selyemkóró (*Asclepias syriaca*) és a parlagfű (*Ambrosia elatior*). Gátlástan szaporodásuk beláthatatlan problémát okozhat az egész legelő életében!

Vegetatív és generatív szaporítási lehetőségek vizsgálata hazai védett fajokon

A kutatás célja:

- a veszélyeztetett növényfajok ex situ megőrzése oktatási és ismeretterjesztési céllal, illetve elszaporításuk populációik fennmaradásának elősegítésére,
- a feltűnően szép virágú védett növények elszaporítása, kertészeti kultúrába vonása,
- a hazai vadon termő orchideák eredményes csíráztatási, felnevelési módszereinek kutatása,
- kísérletek a botanikus kertben elszaporított, ismert származású populációk eredeti termőhelyükre történő visszatelepítésére : *Telekia speciosa* – Bükk hegység, *Menyanthes trifoliata* – Vértes-Csákvár, *Ferula sadlerana* – Gerecse.

Az ELTE botanikus kertjének a hazai flórát bemutató gyűjteménye közel 50 éve jött létre. A jelenlegi gyűjtemény különböző élőhelytípusok szerinti csoportosításban (középhegységi száraz gyepek, homok- és löszpuszták, vízi és mocsári növények, lomboserdők aljnövényzete, gyomnövények) 550 fajt tartalmaz.

A magyar flóra védett fajai közül gyűjteményünk 107 – ismert termőhelyről származó – fajt mutat be, amelyek közül 14 a hazai Vörös Könyv szerint fokozottan védett. A berni konvenció 1997. őszi listája szerint 28, Magyarországon is előforduló európai védett faj közül 4 (*Ferula sadlerana*, *Onosma tornensis*, *Paeonia officinalis* ssp. *banatica*, *Vincetoxicum pannonicum*), a World Conservation Monitoring Center „Vörös listájának” (1997 IUCN Red List of Threatened Plants) 32 magyarországi faja közül ezeken kívül további 2 (*Knautia Kitaibelii* ssp. *tomentella*, *Pulsatilla hungarica*) tartozik gyűjteményünkbe.

A védett növények szaporításához használt talajkeverék-típusok:

- a) Általános keverék = lombföld: komposzt: sóder: homok 4:3:2:1 + szerves marhatrágya.
- b) Meszes keverék = lombföld: komposzt: sóder: dolomitmurva 2:4:1:3 + mészpor + marhatrágya.
- c) Savanyú talajkeverék = lombföld: komposzt: sóder: NOVOBALT tőzeg : fenyőkéreg 2:1:1:5:1 + kevés marhatrágya.

A hazai vadfajok botanikus kerti fenntarthatósági besorolása

1. Kizárólag steril laboratóriumi körülmények között szaporíthatók: orchideák – *Dactylorhiza*, *Orchis* fajok.
2. Nehezen, legfeljebb néhány évig tarthatók: *Astragalus excapus*, *Drosera rotundifolia*, *Erythronium dens-canis*, *Gentiana cruciata*, *Linum dolomiticum*, *Primula auricula* ssp. *hungarica*, *Pulsatilla grandis*, *Seseli leucospermum*.
3. Állandó gondozással viszonylag hosszú ideig megmaradók: *Alyssum saxatile*, *Bulbocodium vernum*, *Cardamine glanduligera*, *Colchicum hungaricum*, *Ferula sadlerana*, *Iris aphylla* ssp. *hungarica*, *Onosma tornensis*, *Primula farinosa* ssp. *alpigena*, *Salvia nutans*, *Sesleria hungarica*.
4. Gondozást gyakorlatilag nem igénylő, a kertben könnyen terjedő fajok: *Anemone trifolia*, *Comarum palustre*, *Matteuccia struthiopteris*, *Paeonia officinalis* ssp. *banatica*, *Prunus tenella*, *Ranunculus psilostachys*, *Sesleria sadlerana*, *Telekia speciosa*.
5. Agresszíven terjeszkedő, állandóan visszaszorítandó fajok: *Primula vulgaris*, *Aegopodium podagraria*, *Hedera helix*.

Kosborfélék szaporítása steril körülmények között

Laboratóriumunk 1986-ban kezdte meg működését. Az elvetett magvak külföldi magcseréből, illetve eredeti élőhelyen történt gyűjtésből származnak. A leszedett magokat alkoholba mártás után láng fölött fertőtlenítjük (denaturált szeszben égő lángja felett áthúzzuk). Így a felületen megtapadt baktériumok és gombaspórák elpusztulnak a magvak károsítása nélkül. A száraz, megtisztított magokat hűtőszekrényben hónapokig is tárolhatjuk, ha azonnal nem tudjuk elvetni. A vetés steril táptalajra történik, lamináris boxban. A magvetéshez a jól bevált Fast-táptalajt használjuk, melyre az alacsony sókoncentráció és a magas peptontartalom jellemző, amely utóbbi a fiatal növények N-forrása. A táptalajt lombikokba töltjük, a lombik száját alufóliával lefedjük és kuktaóban sterilizáljuk. A magvakat vetés előtt klórmészoldattal fertőtlenítjük.

A lombikokat szobahőmérsékleten (20–25 °C) tartjuk. A magvak először megduzzadnak, majd a maghéj felrepedése után kis gömböcskék, protokormok alakulnak ki, amelyek a fény hatására gyorsan megzöldülnek és fajoként eltérően néhány hét alatt kialakul a hajtást és a gyökeret jelző polaritás. 3-4 hónaponként, amikor a növénykéek láthatóan felélik a táptalajt, átültetés következik. Fertőtlenítő szerként és mikroelemforrásként aktív szén is alkalmazunk. Vitaminforrásként jól bevált a Polyvitaplex tabletta, a NES (1 mg/l) és az IVS (1 mg/l) adagolása a gyorsabb gyöker- és hajtásfejlődést szolgálja.

4-5 tűzdelés után, melyek során mindig kevesebb növényke kerül a lombikokba (az utolsónál már csak 6), elérjük a kiültetéshez alkalmas palántaméretet, a 3–8 cm-t. A megfelelő méretet és gyökérfejlettséget elért növénykéket az üvegedényből kiszedjük, folyó vízben lemossuk, mert a gyökéren maradt táptalajmaradványok penészedést idézhetnek elő. Ezután gombaölő szerek oldatában áztatjuk őket néhány percre (elsősorban a palántadőlés és szürkepenész elleni szerek a megfelelőek).

A hazai orchideák közül 19 faj szaporítására vonatkozóan végeztünk kísérleteket.

A magháj felrepedése után megjelentek az áttetsző, tűszerű rhizoid szálakkal borított protokormok. 2-3 hónap elteltével megindult a polarizálódás: a hajtás- és gyökérképződés. A fejlődés során megjelenik a fajra jellemző szerv, így az *Orchis morio* esetén az ikergumó. A növénykéek a mesterséges körülmények között is mutatták az évszaknak megfelelő fenológiai ritmusukat.

A magyar flóra védett fajai az ELTE botanikus kertjében

Az IUCN 1997-es Vörös Listája, ill. a berni konvenció alapján védett fajok *dőlt*-en kiemelve. A védett és fokozottan védett fajok szaporítását folyamatosan végezzük, a harmadik csoport képviselői kis egyedszámmal csak a bemutatást szolgálják.

Fokozottan védett növényfajok:

Bulbocodium versicolor (Ker.-Gawl.) Spreng.

Colchicum hungaricum Janka

Digitalis ferruginea L.

Digitalis lanata Ehrh.

Ferula sadlerana Ledeb.

Iris aphylla L. ssp. *hungarica* (Waldst. et Kit.) Hegi

Knautia kitaibelii (Schult.) Borb. ssp. *tomentella* (Szabó) Borb.

Onosma tornensis Jáv.

Paeonia officinalis L. ssp. *banatica* (Rochel) Soó

Primula auricula L. ssp. *hungarica* (Borb.) Soó

Primula farinosa L. ssp. *alpigena* O. Schwarz

Pulsatilla pratensis (L.) Mill. ssp. *hungarica* (Soó) Soó

Vincetoxicum pannonicum (Borhidi) Holub

Védett növényfajok:

Ajuga laxmannii (L.) Benth.

Anemone trifolia L.

Cardamine glanduligera O. Schwarz (*Dentaria glandulosa* W. et K.)

Cardamine waldsteinii Dyer (*Dentaria trifolia* W. et K.)

Carpinus orientalis Mill.
 Crocus reticulatus Stev.
 Dianthus praecox Kit. ssp. regis-stephani Rapaics
 Draba lasiocarpa Roch.
 Eranthis hiemalis (L.) Salisb.
 Erythronium dens-canis L.
 Globularia cordifolia L.
 Lamium orvala L.
 Menyanthes trifoliata L.
 Nymphaea alba L.
 Potentilla palustris (L.) Scop. (*Comarum palustre* L.)
 Primula vulgaris Huds.
 Pulsatilla grandis Wend.
 Sesleria hungarica Újh.
 Sesleria sadlerana Janka
 Telekia speciosa (Schreb.) Baumg.
 Trollius europaeus L. ssp. transsylvanicus (Schur) Domin

Bemutatóra fenntartott hazai növényfajok:

Aconitum moldavicum Hacq.
 Adonis vernalis L.
 Alyssum saxatile L.
 Aruncus sylvestris Kostel.
 Asperula taurina L.
 Asphodelus albus Mill.
 Coronilla emerus L.
 Cotoneaster tomentosus (Ait.) Lindl.
 Crocus heuffelianus Herbert
 C. tommasinianus Herbert
 Daphne laureola L.
 D. mezereum L.
 Dictamnus albus L.
 Gentiana cruciata L.
 Helleborus dumetorum W. et Kit.
 Hepatica nobilis Mill.
 Iris graminea L.
 I. sibirica L.
 Isatis tinctoria L.
 Leucojum aestivum L.
 L. vernum L.
 Lilium martagon L.
 Matteuccia struthiopteris (L.) Tod.

Petasites albus (L.) Gaertn.
 Phlomis tuberosa L.
 Primula elatior (L.) Grufbg.
 Prunus tenella Batsch
 Ranunculus illyricus L.
 R. psilostachys Gris.
 Ribes alpinum L.
 Rosa sancti-andreae Deg. et Trtm.
 Ruscus aculeatus L.
 R hypoglossum L.
 Sedum neglectum Ten.ssp.sopianae Priszt.
 Seseli leucospermum W. et K.
 Spiraea media Fr. Schm.
 Sternbergia colchiciflora W. et K.
 Tamus communis L.
 Taxus baccata L.
 Thalictrum minus L. ssp. pseudominus (Borb.) Soó
 Veratrum album L.

Steril laboratóriumban szaporított orchideák:

Cypripedium calceolus L.
 Dactylorhiza fuchsii (Druce) Soó
 Dactylorhiza incarnata (L.) Soó
 Dactylorhiza maculata (L.) Soó
 Dactylorhiza majalis (Rchb.) Hunt et Summ.
 Dactylorhiza sambucina(L.) Soó
 Epipactis helleborine (L.) Cr.
 Epipactis leptochila (Godf.) Godf.
 Epipactis palustris (L.) Cr.
 Gymnadenia conopsea (L.) R. Br.
 Gymnadenia odoratissima, (L.) Rich.
 Himantoglossum hircinum (L.) Spr.
 Orchis coriophora L.
 Orchis laxiflora Lam. ssp. palustris (Jacq.) Bon. et Lay.
 Orchis mascula L. ssp. signifera (Vest) Soó
 Orchis militaris L.
 Orchis morio L.
 Orchis purpurea Huds.

Védett növényfajok ex situ konzervációja és populációbiológiai kutatása

A JATE botanikus kertjében ötödik éve foglalkozunk védett növényfajok populációinak betelepítésével és vizsgálatával. E munka célja a telepített és természetes populációk összehasonlító vizsgálata különös tekintettel a reprodukciós stratégiára. Eddigi tapasztalataink szerint a reprodukzív allokáció vonatkozásában jelentős az infraszpecifikus variabilitás. A populációk fennmaradása szoros kapcsolatot mutat variabilitásukkal, ezen belül is kiemelt jelentőségűek a szaporodási folyamatok. A vizsgált sajátságok jellege miatt e kutatások több évet igényelnek, ezért szükséges a kísérletbe vont állományok folyamatos ellenőrzése. Elsődleges célunk a szaporodási folyamatok részletes feltárása, s ennek ismeretében a populációk optimális megőrzési lehetőségeinek kidolgozása. E munka keretében az *Iris pumila*, *Dictamnus albus* és az *Alkanna tinctoria* fajok populációinál végeztük el a fenti vizsgálatokat.

Iris pumila L. természetes és telepített állományainak összehasonlítása

A vizsgálatba öt természetes populációt vontunk be, amelyek a Főti-Somlyón található és populációik termőhelyi kitettségükben különböztek egymástól. E populációk reprodukzív jellemzőinek természetes lelőhelyükön mért átlagértékeit látjuk az 1. táblázatban.

1. táblázat

A populációk reprodukzív jellemzői

Kitettség	Virág-szám db	Term. szám db	Term. kérés	Maghossz (mm)	Mag-szélesség (mm)	Mag-vastagság (mm)
Délkelet	1,98	0,60	0,32	6,49	3,04	3,10
Platón zárt állomány	1,90	0,70	0,37	5,07	3,06	3,02
Platón nyílt állomány	2,40	0,90	0,37	5,11	2,92	2,87
Északnyugat	1,86	-	-	-	-	-
Dél	2,70	0,62	0,24	4,54	2,99	2,93

A populációkból származó rizómák áttelepítésével kísérleti populációmintákat létesítettünk a JATE botanikus kertjében. E minták egyedein mért reprodukzív jellemzők átlagos adatait látjuk a 2. táblázatban.

2. táblázat

Kísérleti populációminták jellemzői

Populáció-minta száma	Virágszám db	Term. szám db	Term. kötés	Maghossz (mm)	Mag-szélesség (mm)	Mag-vastagság (mm)
1	9,17	6,33	0,69	4,59	3,23	3,10
2	5,17	4,50	0,87	4,08	2,98	2,99
3	21,80	6,00	0,28	4,92	3,15	2,99
4	10,20	4,80	0,47	4,96	2,93	2,57
5	4,43	1,43	0,32	4,22	3,03	3,00

Az adatok egyértelműen alátámasztják, hogy az ex situ populációk, feltehetően az egyéb fajokkal való kompetíció megszűnésének köszönhetően, nagyobb generatív aktivitást mutatnak: jobb a magkötés, nagyobb a reprodukatív allokáció. Ugyanakkor azonban a telepített populációkban kisebb a magvak átlagos hossza, mint a természetes állományokban, míg a másik két magdimenzió nagyjából változatlan marad. A magméretek módosulása a magvak alakjának megváltozását is eredményezi.

A magvak kvalitatív mikrostrukturális sajátosságai, mint a maghép sejtjeinek alakja, a sejtek felületi ornamentációja, igen stabilak. Sem a populációk között, sem a termőhelyi változás hatására nem mutathatók ki egyértelmű különbségek.

A rametképződés térbeli alakulása is jelentősen különbözik a természetes és telepített állományoknál. A telepített állományoknál a klonális növekedés kismértékű; jól körülhatárolható, szabályos „boszorkánygyűrű” formát mutat, míg a természetes populációkban a klónok alakja többnyire szabálytalan, a tövek kiemelése nélkül egyáltalán nem vagy csak igen nehezen térképezhetők fel az összetartozó rametek.

A *Dictamnus albus* L. természetes és telepített állományainak összehasonlítása

A *Dictamnus* esetében a magról történő szaporítás lehetőségeit vizsgáltuk. E célból összehasonlítottuk két egymástól távol élő, egy északi (Bükk hg.) és egy déli (Mecsek hg.) magyarországi termőhelyről származó populáció magjainak kvantitatív és kvalitatív sajátosságait, mivel feltételeztük, hogy az ebben

mutatkozó eltérések együtt járnak egyéb, genetikailag rögzült különbségekkel is, amelyek a kialakítandó populáció sajátosságait meghatározzák.

Az északi termőhelyről származó magvak nagyobb méretűek. A maghéjat borító kutikularéteg vastagabb, a kutikula teljesen elfedi a magháj sejtjeinek radiális falait, ezáltal a mag felszíne simának látszik. A déli termőhelyet a gömbölyű, vékonyabb kutikulájú magvak jellemzik, a vékony viaszréteg alatt a magháj sejtjeinek alakja jól látható.

A hilum és a hasi varrat formája szintén különbözik a két populációban. A hasi varratot lazán elhelyezkedő sejtek töltik ki, kutikula nem borítja. Feltételeztük, hogy ez a szerkezet a magvak jó vízfelvételével és gyors csírázásával áll kapcsolatban de a magvak laboratóriumi körülmények között igen kis mértékű csíráképeséget mutattak. A vetés időpontjának helyes megválasztásával könnyebben létesíthető szabadföldi állomány, azonban jelenleg még kevés idevonatkozó tapasztalattal rendelkezünk ahhoz, hogy a faj ex situ rezervációjának biztonságos kivitelezését meg tudjuk oldani.

Az *Alkanna tinctoria* (L.) Tausch. természetes és telepített állományainak összehasonlítása

Az ex situ konzervációra kerülő populációk létrehozásához a Bócsa melletti természetes termőhelyéről telepítettünk be *Alkanna tinctoria* töveket a JATE botanikus kertjébe. A populációminta 48 tövet tartalmazott, amelyeket egyedi feldolgozással értékeltünk a telepítést követő vegetációs periódusban. A telepítést követő tél folyamán hét tö elpusztult, ezeket a táblázatban -- jellel jelöltük. A tavasz folyamán a tövek legnagyobb részén nagyszámú reproduktív hajtás fejlődött, amelyek az áttelelt előző éves hajtásokból törtek elő. Az áttelelő hajtásokon általában csak egy-két új hajtás maradt vegetatív állapotú, a hajtások zöme nagyszámú virágot fejlesztett. A magok (termések) megérése után a generatív hajtások elpusztultak. A 3. táblázatban a tövenkénti reproduktív hajtásszám, a 4.-ben pedig a tövenkénti évi magtömeget látjuk.

3. táblázat

Reproduktív hajtásszám tövenként (db)

Tő/sor	I.	II.	III.	IV.	V.	VI.	VII.	VIII.
1.	12	15	6	21	3	30	--	--
2.	17	41	24	23	32	10	--	--
3.	28	--	8	10	22	8	29	--
4.	26	28	46	15	13	42	13	9
5.	35	20	11	25	27	15	13	12
6.	24	19	2	13	--	12	8	27

4. táblázat

Évi magtömeg tövenként (g)

Tő/sor	I.	II.	III.	IV.	V.	VI.	VII.	VIII.
1.	0,07	0,23	0,13	0,41	0,01	0,54	--	--
2.	0,22	0,74	0,26	0,50	0,26	0,19	--	--
3.	0,24	--	0,25	0,21	0,08	0,09	0,34	--
4.	0,26	0,54	0,32	0,20	0,13	0,39	0,94	0,01
5.	0,39	0,29	0,05	0,31	0,47	0,11	0,22	0,11
6.	0,03	0,11	--	0,10	--	0,23	0,08	0,30

A korrelációs vizsgálatok nem mutattak ki összefüggést a magtömeg és a reprodukív hajtásszám között. Ennek oka, hogy a magkötés igen különbözően alakulhat az egyes töveknél.

Általános jelenség, hogy – bár minden esetben kialakul a négy makkocska kezdeménye – szinte sohasem termékenyül meg minden magkezdemény, s nagyon változatos eloszlásban 1, 2 vagy 3 termés (mag) érke be. A beérő egy-magvú makkocskatermések görbültek és felületi ornamentációjuk is jellegzetes. A továbbiakban a makkocskák alakja, felületi mintázata és csíráképesége, valamint az egy csészében létrejött makkocskák száma közötti összefüggések feltárására került sor.

Az *Alkanna tinctoria* bizonyos mértékű klónképző tulajdonsággal is rendelkezik. A hajtásrendszer a vegetációs időszak kezdetén a földre terülve alakul ki. A vegetációs periódus végére a hajtások szinte tövükig visszaszáradnak, de a tő közelében elhelyezkedő levélhóralji rügyekből apró levélrózsák képződnek. Idősebb egyedek esetében ezek a levélrózsák a tőtől egyre távolabb alakulnak ki. Kedvező körülmények között ezekből néhány legyökerezhet, s később önálló növényné válhat.

A Nyírségben élő védett és veszélyeztetett fajok génbanki kezelése, mesterséges szaporítása és populációbiológiai vizsgálata

Az alábbi munkaprogram megvalósításával a hazai konzervációbiológiai tevékenységet kívánjuk segíteni. Évtizedek óta végzett szaporodásbiológiai vizsgálatainkból e dolgozatban az alább felsorolt, nálunk ritka vagy védett növényfajaink mesterséges szaporításának 1998-ban elért eredményeiről számolunk be. A termőhelyi ellenőrzések mellett részben ex situ konzerváció, részben a rendszeres fenológiai megfigyelések céljára ez évben is továbbfejlesztettük populációminta-állományunkat (a tőszámmal jelölt fajok!). A tőszám nélkül jelölt fajok vagy régi beállt és folyamatosan termő állományt képeznek a kertben, vagy természetes állományuk a kerthez viszonylag közel található.

Megfigyeltük, hogy az optimális ökológiai tényezőkön kívül bizonyos fitofág állatoknak is jelentősége van, különösen a *Pulsatilla* és a *Bulbocodium* populációk fennmaradásában! Megfigyeltük az alábbi fajok önmegporzódását, önsterilitását, amely a mesterséges szaporítási kísérleteket is döntően meghatározza.¹ Folyamatosan nyomon követtük a virágzási korrelációkat (virágzási fenofázis pontosítása, másodvirágzás, a csíranövények interakciói stb.). Ez utóbbinak szintén komoly jelentősége van a mesterséges szaporításmódok kidolgozásában. Egyértelműen kiderült ugyanis, hogy az arid vagy ariditásra hajlamos termőhelyek növényfajai között főként allelopatia formájában öntözés mellett is erőteljes interspecifikus kompetíció tapasztalható, amit a *Pulsatilla* állományokban is megfigyelhetünk. A nedves élőhelyek fajai ugyanakkor évtizedeken keresztül képesek egymás mellett is jól fejlődni, ahogyan ezt a *Trollius* csoportok körüli fajgazdag növényzet mutatja. Ez a jelenség megtévesztő lehet az önmegporzást illetően is. Megfigyeltük, hogy a védett autogám fajok ideális időszakokban bizonyos korlátozott invázióra is képesek, mint a *Hieracium aurantiacum*, *Cirsium furiens* és az *Angelica palustris* esetében, ahol a korlátozó tényező nem a kevés propagulum, hanem sokkal inkább a termőhely szűkössége. Bizonyos allogám fajok esetében ugyanakkor még

¹ Papp L.: Az önbeporzás és önsterilitás kérdése védett növényfajoknál. *Kitaibelia*, 1998. 4.

kedvező populációnagyság esetében is évek telhetnek el egy nagyobb reprodukciós robbanás fellépéséig, ahogy az *Iris*ek esetében látjuk.

A hazai flóra növényfajaiból betelepített populációmintákat elsősorban az ex situ konzerváció lehetőségeinek vizsgálatához, a fenofázisok további pontosításához, a szaporodásbiológiai kísérletekhez szükséges magok nyeréséhez használjuk. A szaporítási kísérletek során felnevelt palánták nagyobb részét az egyedszámban megfigyelt természetes populációk feldúsítására, felerősítésére fordítjuk. Az eredeti termőhelyükön megjelölt töveket folyamatosan figyeljük magprodukció, fenofázis-módosulás, virulencia és egyéb konzervációbiológiai tulajdonságok és jellegzetességek szempontjából. Vizsgáljuk a természetes szaporodás mértékét, a koreloszlást és az ivaréret idejét is. Emellett évek óta folyamatosan végezzük a térségünkben ritka és védett hazai növényfajok populációinak konzervációbiológiai vizsgálatát és mesterséges szaporítását. Jelen dolgozatunkban több évtizede folyó fenti tevékenységünkéből a következő 18 faj 1998. évi szaporítástechnológiai és sikeres visszatelepítési eredményeiről számolunk be.

Vizsgált növényfajok

1. *Angelica palustris* (Bess.) Hoffm. réti angyalgököér
2. *Bulbocodium vernum* L. subsp. *versicolor* Ker. tavaszi kikerics – 28-30 tő
3. *Cirsium furiens* Gr. et Schk. öldöklő aszat
4. *Colchicum autumnale* L. őszi kikerics
5. *Gladiolus imbricatus* L. réti kardvirág
6. *Gladiolus palustris* Gaud. mocsári kardvirág
7. *Hieracium aurantiacum* L. rezes hölgymál – 28-30 tő
8. *Iris aphylla* L. subsp. *hungarica* (W.et K.) A. et G. magyar nőszirm 15-18 tő
9. *Iris graminea* L. subsp. *pseudocyperus* (Schur) Soó szürke nőszirm
10. *Iris humilis* Georgo subsp. *arenaria* (W.et K.) Löve homoki nőszirm
11. *Iris sibirica* L. szibériai nőszirm
12. *Iris spuria* L. korcs nőszirm
13. *Lychnis coronaria* (L.) Desr. bársonyos kakukkszegfű
14. *Lilium martagon* L. turbánliliom
15. *Primula veris* Huds. subsp. *canescens* (Opiz) Hay. alföldi kankalin
16. *Pulsatilla pratensis* L. subsp. *hungarica* Soó magyar kökörcsin
17. *Salix pentandra* L. babérfűz – 70 db
18. *Veronica pallens* sápadt veronika – 30-35 tő

Maggyűjtés

Papp L. által leírt termésérési fenofázisok alapján eddig a következő magvakat sikerült az idei terepi kiszállások alkalmával természetes élőhelyi populációkban összegyűjteni és egy részét a kertben elvetni: *Angelica palustris*, *Bulbocodium vernum subsp. versicolor*, *Hieracium aurantiacum*, *Iris aphylla subsp. hungarica*, *Iris humilis subsp. arenaria*, *Iris sibirica*, *Iris spuria*, *Lilium martagon*, *Salix pentandra*, *Veronica pallens*.

Tapasztaltuk, hogy több faj magprodukciója igen csekély volt 1998 nyarán.

Szaporítási kísérletek

A szaporítást többnyire generatív módon: magvetéssel, ritkábban vegetatív módszerekkel (hajtásdugványról) végezzük. A kiültetett növények az idén szerezésére túl sok öntözést, utógondozást nem igényeltek, a mortalitásuk is kicsi volt. A lápréti növénytársulások hajtásnövekedése, de egyúttal hajtáskompetíciója is, olyan nagy volt, hogy pl. a *Hieracium aurantiacum* 30–40 cm-es normál méretű szára 60–100 cm-re növekedett az árnyékolás kompenzálására. A cönológiai és egyéb elővizsgálatokat követő kiültetések hatékonysága természetesen csak a következő években értékelhető. Figyelemmel kísérjük a regenerálódás folyamatát, elsősorban a populációk egyedszám-növekedésével mérve. Szignifikáns populációnövekedést mutathattunk ki a természetes élőhelyű *Hieracium aurantiacum*, *Angelica palustris*, *Lilium martagon*, *Iris aphylla subsp. hungarica* természetes állományaiban a visszatelepítés hatására, amelyek a minimális populációnagyság hozzávetőleges meghatározása alapján történtek. A következőkben néhány faj általunk tapasztalt különleges szaporodásbiológiai jellegzetességére hívjuk fel a figyelmet.

A *Bulbocodium vernum subsp. versicolor* botanikus kerti állománya részben eredeti termőhelyéről betelepített, részben mesterséges szaporítással (magvetéssel) felnevelt példányokból áll. A populáció virulens, de természetes módon alig növekszik. Keressük az okát a *Bulbocodium* populációk egyedszámcsökkenésének, amely az utóbbi években a természetes élőhelyén is egyre nagyobb mértékű, és különösen az ivarérett egyedeket érinti. Valószínűleg az akácosokban és tölgyesekben gyakori *Calamagrostis epigeios* kompetíciót (más *Gramineák* is szóba jönnek) nehezen viselik.

A *Hieracium aurantiacum* vegetatív szaporítására kiválóan alkalmasak a sztolóin nöövő tölevélrózsák. Ennek ellenére a kevésbé eredményes magvetést is alkalmaztuk az állomány viszonylagos genetikai variabilitásának megőrzése céljából.

A *Salix pentandra* esetében a generatív szaporítás hatásfoka igen alacsonynak bizonyult (5–10%). Ezért megmaradtunk a jól bevált dugványozásnál,

amelyek 2–4 év alatt konténerben úgy megerősödnek, hogy az eredeti termőhelyre visszaültetve a láprétek megfelelő hidrológiai viszonyai miatt utógondozást sem igényelnek

Kiültetések

Az 1997. évi magvakból kikelt és tűzdelés után előnevelt palántákból kiültetésre kerültek:

Cirsium furiens – 52 tő, Primula veris ssp. canescens – 45 tő,
Lychnis coronaria – 42 tő, Veronica pallens – 30 + 20 korábbi tő.

1. táblázat

Tűzdelések 1998-ban (visszatelepítés 1999-ben)

Pulsatilla pratensis subsp. hungarica	500 tő
Iris sibirica	40
Iris spuria	40
Iris humilis subsp. arenaria	30
Iris graminea subsp. pseudocyperus	10
Hieracium aurantiacum	40
Bulbocodium vernum subsp. versicolor	20
Colchicum autumnale	100
Angelica palustris	50
Gladiolus imbricatus	30
Gladiolus palustris	30
Lilium martagon	50

2. táblázat

Visszatelepítések 1998-ban

Faj	Tőszám	Telepítés helye (TVT)
Angelica palustris	117	Vámospércs, Nyíracsad, Nyírábrány
Bulbocodium vernum ssp. versicolor	22	Bánk
Gladiolus imbricatus	76	Hencida
Hieracium aurantiacum	72	Álmosd
Iris sibirica	135	Nyírábrány, Nyíracsad
Iris aphylla ssp. hungarica	179	Bánk, Újléta, Monostorpályi
Lilium martagon	76	Bánk, Újléta, Vámospércs
Salix pentandra	30	Nyírábrány

Biodiverzitás-kutatások

FACSAR GÉZA – BÉNYEINÉ HIMMER MÁRTA –
BOGYA SÁNDORNÉ – BÖHM ÉVA – KEVEY BALÁZS

A magyarországi *Helleborus* fajok komplex taxonómiai vizsgálata

A munka tárgya a populációk taxonómiai-geobotanikai diverzitásának és ökológiai igényeik változásának alakulása a fajok leírásától napjainkig, a három nálunk honos faj: *H. dumetorum*, *H. odorus*, *H. purpurascens* területi eloszlásának és recens változatosságának termőhelyi megfigyelése, az eltérő típusok populációmintáinak vizsgálata a soroksári botanikus kertben, valamint a hibridizációs övezetek és a hibridek, elsősorban a *H. purpurascens* és *H. dumetorum* hibridjeinek rendszertani értékelése élő és herbáriumi anyagok segítségével.

Magyarország mai államterületén az irodalmi források alapján¹ három spontán előfordulású faj él, amelyet Waldstein és Kitaibel írtak le érvényesen. A három fajt mint termőhelyeiken egymást kizáró, helyettesítő (vikariáló) fajokat tárgyalják.

Úgy tűnt, hogy az európai flórakutatás és különösen a kertészeti növény-nemesítés érdeklődése fokozódik a főként Európában, a Kaukázusban és Kis-Ázsiában honos fajok iránt. Ezek a fajok több diverzitási centrumban rendeződnek a Kaukázus és a Balkán térségében. Ugyanakkor a nemzetség jó példáját mutatja az elszigetelődő reliktum-areáknak is. Így a *Helleborus vesicarius*: Délkelet-Törökországban és Észak-Szíriában, a *H. thibetianus*: Közép-Kína Kansu, Senci tartományaiban, illetőleg a nagyobb mediterrán szigeteken, a *H. lividus* (Baleárok), *H. argutifolius* (Korzika és Szardínia) élnek. Mindezek az elszigetelődött fajok rendszertanilag is jól elkülönülnek, gyakran önálló szekciókat képviselnek.

Amíg a botanikusokat jobbra a tiszta fajok érdekelték mind a nemzeti flóraművek, mind a Flora Europaea megírásakor, addig a Nyugat-Európában társaságokba szerveződött, igen aktív kertészeti nemesítők új fajtákat, szín- és fenológiai effektusokat tervezve inkább a fajok populációsztintű válto-

¹ Soó R.: *A magyar flóra és vegetáció rendszertani-növényföldrajzi kézikönyve II.* Budapest, 1966, Akadémiai Kiadó; Jávorka S.: *Magyar Flóra. – Magyarország virágos és edényes virág-talan növényeinek meghatározó kézikönyve.* Budapest, 1925, Stúdium.

zatosságát tanulmányozták a fajok eredeti termőhelyein. A botanikusok a természetes hibrideket ritkának, vagy mint Magyarországon a három honos fajra vonatkozóan Soó R.² kifejtette, addig nem ismertnek minősítették. Ugyanakkor a *Flora Europaea* szöveges kötetének a *Helleborus* nemzetségre vonatkozó előfordulási adatait³ ismételten revidiálni kellett, különösen a Balkánon és az Appennini-félszigeten. A rendszertani kutatások számára példaértékűnek bizonyult ebben az esetben is, hogy a herbáriumi adatok fontossága és azoknak szakértő általi revideálása mellett az élő populációk begyűjtése, megfigyelése adja a legfontosabb eredményeket, illetőleg ez biztosít lehetőséget a további taxonómiai, laboratóriumokhoz kötött vizsgálatokhoz.

Kutatási célkitűzésünk az őshonos hazai fajok recens chorológiai jellemzőinek megállapítása mellett változatosságuk kutatása volt. A taxonómiai kutatások folyamatosságához élő gyűjteményt hoztunk létre a KÉE soroksári botanikus kertben. Ez lehetővé tette a *Helleborus* fajok rendszeres virágzás-fenológiai vizsgálatának megkezdését, amit a kora tavaszi időpontokban a változékony időjárás az eredeti helyszíneken korábban gyakran megghiúsított. Továbbá a szétszórt termőhelyek eltérő mikroklimatikus adottságai a terepmunka hatékonyságát jelentősen csökkentik kora tavasszal, komoly időbeli eltolódásokat is eredményezve.

A *Helleborus*-kutatások egyik legnagyobb problémája a kutatások anyagi igényének a tavaszi hónapokra történő megelőlegezése, illetőleg a hatóságok által biztosított források felhasználhatóságának jelentős aszinkronitása.

Eredmények

1. A Mecsek körzetében a *Helleborus odorus* örvendetesen terjedőben lévő faj. Az areabővülés okát a globális felmelegedésben látjuk, hasonlóan egyes déli, főleg balkáni növények szinantrop közreműködésű terjedéséhez, mint amilyenek a *Prunus cerasifera* (invázió!), *Corylus colurna* vagy legújabbban az *Euphorbia chamaesyce*.

2. A *H. odorus* az area-expanzió során a vele határos területen élő *H. dume-torummal* közvetlen kontaktusba került mind az elszigetelődött (Kelet-Mecsek tetőrégiói), mind frontális érintkezési felületein. A kontaktzónában mindenütt primer hibridképződés folyik. A tranzituszok taxonómiai leírása a változatosság szélessége miatt késik. A kérdéskörrel beszámoltunk a Botanikai Szakosztályban (1995), illetőleg publikáció jelent meg a Lippay János tudományos ülésszokról. A térségből begyűjtött élő anyagon további kutatás folyik.

² Soó R.: i. m.

³ Tutin, T. G. et al.: *Flora Europaea*. Cambridge, 1964, Cambridge University Press.

3. Az MTM Növénytára herbáriumi adatbázisának kutatása során beigazolódott, hogy a *Helleborus* nemzetség dokumentált előfordulása nem áll teljes összhangban sem a florisztikai beállítással (Jávorka, Soó stb.), sem a monografikus feldolgozásokkal.⁴ Az elűtő bélyegkomplexumok hordozóit a szerzők egyszerűen figyelmen kívül hagyták, vagy más fajhoz sorolták. (A herbáriumi cédulák jegyzetei az igazán informatív adatok). Ezért sérülhetett feltöltésekor néhány nagyon fontos ponton a kutatási munkában egyébként kiválóan használható Coenodat bázis is.

4. A herbáriumi lapok különösen a *H. purpurascens* esetében a faj mainál szélesebb elterjedését bizonyítják (Bécs melletti völgy Ausztriában!, Baranyaisíkság; Kovácspataki-hegyek Dél-Szlovákiában stb.). A *H. purpurascens* előfordulása összehúzódó, szélső állományai elszigetelődnek a 20. században. Más fajokkal is bizonyítható, hogy a Mezőföldön átvezető flórahíd köthette össze a Dunazug-hegység és Szlavónia *H. purpurascens* populációit.

5. A három elismert hazai faj areájának több pontjáról vannak olyan herbáriumi, illetve recens adataink, amelyek egyrészt az adott fajok diverzitását bizonyítják, másrészt a heterogén módon pulzáló areák populációinak génkeveredésére utalnak. Utóbbi klin-jellegű változékonyságot eredményez.

a) *Helleborus purpurascens* heterogenitása a Pilis-Visegrádi hegységben nagyobb, mint a Duna túlsóparti Dél-Börzsönyben (l. külön pontban!). *H. multifidus* subsp. *baumgarten*hez hasonló tulajdonságok a bükk állományoknál a kelet-szlovákiai és lengyelországi, illetve Keleti-Kárpátok populációi felé mutat egyértelmű kapcsolatot és egyben klin-jellegű változékonyságot. Pontszerűre zsugorodtak, illetve eltűntek egykori előfordulásai (Zempléni-hegység, Nagy-Kevély, Naszály stb.), ezért időközben már létezésüket is kétségbe vonták.

b) Magyarországon a legnagyobb elterjedésű, egyben szintén transzmissziós jellegű a *H. dumetorum* W. et K. Változékonysága igen nagy: „teltvirágúság” a Gerecsében, feltűnően eltérő levélzetű típusok a Velencei-hegységben és a Vértesben. *H. viridis* jellegű populációk a *Praenoricumban*.

c) Az eddig elismert előfordulású fajoktól eltérő (esetleg subspontán?) típusok a Mezőföld és a Velencei-hegység térségében régi herbáriumi példányokkal bizonyítottak. Jelenlegi előfordulásuk egyelőre nem ismert.

6. A *Helleborus purpurascens* W. et K. Dunán inneni változékonyságát és területi megoszlását vizsgáltuk 1997 és 1998 években.⁵

⁴ Szujkó-Lacza J.: A *Helleborus purpurascens* W. et K. elterjedési adatai, ökológiai és cönológiai viszonyai. *Annales Historica-naturales Musei Nationalis Hungarici*, 1957. 8. 175–189.; Szujkó-Lacza J.: Beitrage zu der Arealkunde der ungarischen *Helleborus*-Arten. *Annales Historico-naturales Musei Nationalis Hungarici*, 1959. 51. 201–209.

⁵ Erről az előzetes publikációk: Facsar G.–Böhm É.–Bényeiné Himmer M.: A pirosló hunyor (*Helleborus purpurascens* W. et K.) változatosságának kérdéséhez a Dunazug-hegységben. Lippay János és Vas Károly Nemzetközi Tudományos Ülésszak összefoglalói, 1998, 16–17.;

A *Helleborus purpurascens* W. et K. Pilis–Szentendre–Visegrádi hegységben élő populációi ugyancsak rendkívül változatosak. Általános terepi tapasztalat alapján a következő véleményünk alakult ki:

a) A populációk alig egy-két ponton érintkeznek egymással, legalább 10–30 (50) méter választja el egymástól. Kivételt képez a Pilisszántó, Éleskő–Pilis-oldal és a Hangyaboly között húzódó, 250 méteres szintkülönbségű sáv, a Pilis-hegy, Simon halála és Csévi-szirtek, valamint a Szentendre, Bucsina-völgyben a Dömörkaputól északra, ahol a kék + jelzésnél található egyetlen pont. A Sikáros, Torina, Szőke-forrás völgye és a Dömös közötti kapcsolat még tisztázandó. Ezek a feltételezett hibridizációs pontok azonban annyira labilisak, hogy már két év alatt teljesen elmozdultak pl. a Pilis-oldal esetében.

b) A tüzőök egy része egyes populációkban csökevényes, gracilis és görbült, ezek leszáradnak, az ilyen növény magot nem hoz. A lepel színe alapján jól elkülöníthető változatok fajtajelölésére javasoljuk legnagyobb *Helleborus* kutatóink nevét. Az eddig leírt és értelmezhető faj alatti taxonokkal való összevetés folyamatban van.

– Teljesen „piros” lepel: Pilisszántó, Éleskő (Kitaibel-herb.) Javasolt név: *Helleborus purpurascens* var. *kitaibelii*;

– Zöld-rózsaszín „felhős” lepel: Nagy-Szoplák, Dobogókő (Kitaibel-herb.) Javasolt név: *Helleborus purpurascens* var. *simonkaii*;

– „Kicsi”, kívül piros, belül zöld lepel: Pilis-hegy: Orosz torony, Nagy-Bodzás, Vaskapu-szurdok–Hármasforrás völgye, „Simon halála”, Kétkükkfanyereg, Dobogókő–Fagyos-katona–Torina, Jászhegy. Javasolt név: *Helleborus purpurascens* var. *sadleri*;

– Nárciszvirágú: Pilis-hegy: Orosz torony, Pilisszántó, Éleskő, Pilis-oldal, „Hangyaboly” – Vaskapu-szurdok, Vaskapu-völgy, Csévi-szirtek, Dunabogdány, Baráthalom, Szentendre, Bucsina-völgy. (Minden esetben *Mercurialis-Tiliatumban*.) Javasolt név: *Helleborus purpurascens* var. *winterlianus*;

– „Hólyagos levelű”: Dunabogdány, Órhegy, Kis-Szoplák. Javasolt név: *Helleborus purpurascens* var. *purpurascens*;

– „Világoszöld lepel”: Nagy-Szoplák, Szakó-nyereg–Körtvélyesi puszta–Árpádvár Dömös, Malom-patak. Javasolt név: *Helleborus purpurascens* var. *feichtingeri*;

– „Rózsaszín (rézvörös) lepel”: Pilis-hegy: Vaskapu-völgy felső része, Szentendre, Bucsina-völgy. Javasolt név: *Helleborus purpurascens* var. *tauscheri*;

– „Kis zöld lepel”: Szentendre, Bucsina-völgy, Sikáros, Dömös, Szőke-forrás völgye, Dömös, Malom-patak. Javasolt név: *Helleborus purpurascens* var. *haberlei* vagy var. *sanctiandreae*.

Az élő anyag alapján tavasszal izoenzim-vizsgálatokat végeztünk a KÉE Kémiai Tanszékén, amelynek segítségével a lokális változatmegozslás további pontosítását reméljük.

Az elkövetkező időszakban különösen Vojtkó András kutatásai alapján a Bükkben, Nagy József adatai alapján a Börzsönyben szélesítjük a megfigyelések körét a *Helleborus purpurascens* helyi változékonyságára vonatkozóan. Adott térségben az élőhelyek jellemzőit készülünk felvenni az eddig már fel-tűnt különbségek valóságértékének megállapításához.

A *Helleborus dumetorum* lokális változatainak begyűjtését elkezdtük.

Kutatásaink során eddig főként a Gödöllő-domborzati területén található dom-borlatos *Festuca* fajok vizsgálatát végeztük a felük együtt előforduló homoki kikécses *Colchicum areolarium* termőhelyeinek felmérést. A csenekesek meghatározásához szöveti vizsgálatok, valamint a virágzat különböző részének méretét elengedhetetlenül fontosnak hiszük a helyekben jelentős, a környezeti viszonyoktól függő, társ jellemző eltérések is tapasztalhatók. Horváthy A. eredményeinek felhasználása mellett ezért a Gödöllő-domborzati területéről származó egyedeken kívül más területek (Duna-Tisza köze) származó fajok példányainak parazmterekt is vizsgáljuk, hogy kiválaszthatjuk azokat a jellemző helyeket, amelyek azonosíthatóak a legalkalmasabbak. A helyi jellemző *Festuca* változatok pontos azonosítása azon kívánságunk, hogy segíti a homoki kikécses termőhelyek pontosabb társulási leírását, más gyűjtésűlések címszósztematikai tisztázásához is hozzájárul.

Eljárás és módszer

A terepbefutás során először felismertük a virágzó *Colchicum areolarium* példányokat, majd a domborlatos *Festuca wagneri* és *F. rupicola* egyedek vizsgálatát.

A *Festuca* fajok vizsgálatakor nagyszámú egyed begyűjtése szükséges a faj-rajzrajzainak megbízható populációs szintű és statisztikailag értékelhető vizsgálatahoz. Ezért a Gödöllő-domborzati területéről a *Colchicum areolarium*

Horváthy A. festuacraegényesek / Bot. Közlem. 1933. 50. 192-194. Horváthy A. Festuca wagneri és F. A. Bot. Közlem. 1970. 57. 207-215. Horváthy A. Péter G. Péterfy L. Tölgyes Gy. Comparative experimental morphology investigation of Festuca wagneri and F. A. Bot. Közlem. 1970. 57. 207-215. Horváthy A. Péter G. Péterfy L. Tölgyes Gy. Comparative experimental morphology investigation of Festuca wagneri and F. A. Bot. Közlem. 1970. 57. 207-215. Horváthy A. Péter G. Péterfy L. Tölgyes Gy. Comparative experimental morphology investigation of Festuca wagneri and F. A. Bot. Közlem. 1970. 57. 207-215.

Néhány magyarországi *Festuca* faj taxonómiai kutatása; és a *Colchicum arenarium* W. et K. előfordulása a Gödöllői-dombvidéken

Kutatásaink során célul tűztük ki a Gödöllői-dombság területén található domináns *Festuca* fajok vizsgálatát, valamint a velük együtt előforduló homoki kikerics (*Colchicum arenarium*) termőhelyeinek felmérését. A csenkeszek meghatározásához szövettani vizsgálatok, valamint a virágzat különböző részeinek méretei elengedhetetlenül fontosak, hiszen e bélyegekben jelentős, a környezeti viszonyoktól függő, tájra jellemző eltérések is tapasztalhatók. Horánszky A. eredményeinek felhasználása mellett ezért a Gödöllői-dombság területéről származó egyedeken kívül más területről (Duna-Tisza köze) származó fajok példányainak paramétereit is vizsgáltuk, hogy kiválaszthassuk azokat a jellemző bélyegeket, melyek az identifikálásra itt a legalkalmasabbak. A helyileg jellemző *Festuca* változatok pontos azonosítása azon túlmenően, hogy segíti a homoki kikerics termőhelyének pontosabb társulástani leírását, más gyeptársulások cönoszisztematikai tisztázásához is hozzájárul.

Anyag és módszer

A terepbejárások során először felmértük a virágzó *Colchicum arenarium* állományokat, majd a domináns *Festuca wagneri* és *F. rupicola* egyedeit vizsgáltuk.

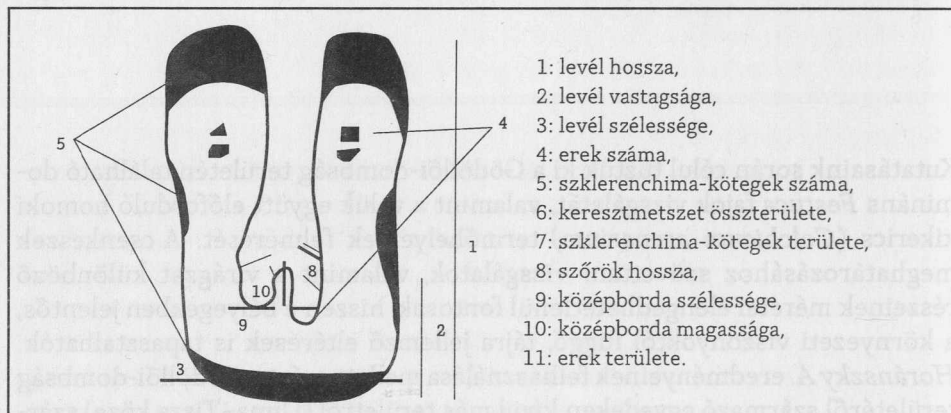
A *Festuca* fajok vizsgálatakor nagyszámú egyed begyűjtése szükséges a fajok sajátosságainak megbízható, populációszintű és statisztikailag értékelhető vizsgálatához.¹ Ezért a Gödöllői-dombság területéről, a *Colchicum arenarium*

¹ Horánszky A.: *Festuca*-tanulmányok I. *Bot. Közlem.*, 1969. 56. 149–154.; Horánszky A.: *Festuca* tanulmányok II. *Bot. Közlem.*, 1970. 57. 207–215.; Horánszky A.–Fekete G.–Précsényi I.–Tölgyesi Gy.: Comparative experimental morphological investigations on populations of *Festuca vaginata* W. et K., I. *Acta Botanica Academiae Scientiarum Hungaricae*, 1980. 26. 61–69.; Podani J.: *Bevezetés a többváltozós biológiai adatfeldolgozás rejtelmeibe*. Budapest, 1997, Scientia Kiadó.

termőhelyének több pontjáról, és a Duna–Tisza köze (Csévharaszt, Örkény, Imre-hegy) területéről 20-20 *Festuca* tövet gyűjtöttünk be, melyeket a GATE Növénytani és Növényélettani Tanszék agrobotanikus kertjébe ültettünk el.

A levelek szövettani vizsgálatát az alábbi tulajdonságok alapján végeztük el (lásd 1. ábra):

1. ábra



A szövettani vizsgálatokkal párhuzamosan a virágzat morfológiai jellemzőit is mértük. Megvizsgáltuk a GATE Növénytani és Növényélettani Tanszék herbariumában található, Wagner által 1905-ben gyűjtött példányokat is. Az élő tövekről mért adatok a Gödöllői-dombság területén a Domony-völgy 3 pontján, valamint a Duna–Tisza köze három helyszínén (Csévharaszt, Örkény, Imre-hegy) gyűjtött példányokról származnak.

A virágzat alábbi tulajdonságait vizsgáltuk és mértük:

1. buga hossza; 2. virágzati tengely alsó internódiumának hossza; 3. virágzati tengely alsó internódiumán az elágazások száma; 4. virágzati tengely alsó internódiumán a leghosszabb oldaltengely hossza; 5. alsó bugaág csúcstól számított negyedik füzérkéjének hossza; 6. virágzati tengely alulról számított második internódiumán a leghosszabb oldaltengely hossza; 7. a csúcsi füzérké közül felülről a negyedik füzérke hossza.

Az alsó bugaág füzérkéjén külön megmért tulajdonságok:

8. alsó pelyvalevek hossza; 9. felső pelyvalevek hossza; 10. első virágján a külső toklász hossza; 11. első virágján a belső toklász hossza; 12. második virágján a külső toklász hossza; 13. második virágján a belső toklász hossza.

A csúcsfüzérkén mért tulajdonságok:

14. alsó pelyvalevél hossza; 15. felső pelyvalevél hossza; 16. első virágján a külső toklász hossza; 17. első virágján a belső toklász hossza; 18. második virágján a külső toklász hossza; 19. második virágján a belső toklász hossza.

Eredmények és értékelés

Colchicum arenarium

A Gödöllői-dombvidék területén jelenleg a *Colchicum arenarium* 11 pontszerű állományát ismerjük (lásd 1–2. térkép). Ezek a foltok nyílt és zárt homoki gyepekben a *Festucetum wagneri* társulás állományaiban az alábbi helyszíneken található.

1. Repülőtér mellett, kb. 100–200 tő, az állomány közvetlen közelében erősen bolygatott terület veszélyezteti az állományt.

2. Egres-patak völgyében a strandhoz közeli homokdombon. Az utóbbi években állománya erőteljesen megfogyatkozott a birkalegeltetés és a megnövekedett turistaforgalom miatt. A természetes példányok száma kb. 30%. (Jellegzetes fajok: *Alkanna tinctoria*, *Stipa borysthena*, *Stipa capillata*, *Helychrisum arenarium*, *Dianthus serotinus*.)

3. Egres-patak völgyében a „Báránjárás” területén. Viszonylag stabil állomány hozzávetőleg 200 tővel. A természetes példányok száma itt is kb. 30%. (Jellegzetes fajok: *Potentilla impolita*, *Stipa borysthena*.)

4. Egres-patak völgyében középtájon. Viszonylag stabil állomány, hozzávetőleg 100 tővel. (Jellegzetes fajok: *Potentilla impolita*, *Stipa capillata*, *Stipa borysthena*.)

5. Az Egres-patak völgyében, a dombra felhúzódó állomány. A kb. 600–1000 tő stabil állományt alkot, amelynek elszórt példányai a szomszédos löszgyepekben is megtalálhatók. A Domony-völgyben telepített erdeifenyves szélében kb. 100 tő él.

6. Verezegyház, a Háromház melletti homokpusztán stabil, több száz töves állomány van.

7. Babatpuszta, a völgyben az akácos szélén kisebb, 30–60 töves állomány.

8. Máriabesnyő és a Domony-völgy között a Magyalos autópálya felé eső részen, az akácos szélén kb. 50–100 tő található. Az akácos miatt veszélyeztetett az állomány.

9. Tura. A homokbánya környékén ismerünk egy kis, néhány tucat töves állományt.

10. Fóti-Somlyó. Nyílt és zárt homoki gyepekben, itt található a legstabilabb állomány kb. 2000 tővel, 60%-os természetes egyedszámmal, tokonként magas maghozammal. A taposás miatt azonban ez az állomány is hosszabb távon veszélyeztetett.

11. Csomádi-Öreg-hegy. Kis, elszigetelt állomány 30–40 tővel.

A mai pontszerű állományok korábban minden bizonnyal kiterjedtebbek voltak, de az erdősítéssel és a mezőgazdasági területek terjedésével erősen visszaszorultak. A növény szinte minden jelenlegi előfordulása bolygatott, zavart, emberi települések közvetlen közelében, pl. tájidegen fenyvesítés mellett

található. A megfigyelt állományok egy része mindenek ellenére virulensnek tűnik, a foltok gyakran több száz virágzó példányból állnak (40–80 virágzó egyed/m²) és rendszeresen magot érlelnek. Érdekes jelenség, hogy a fóti állomány kivételével, minden folt enyhe keleti fekvésben található. Az állományok hosszú távú megfigyelése módot adhatna a jelentégi populációk változásainak nyomon követéséhez.

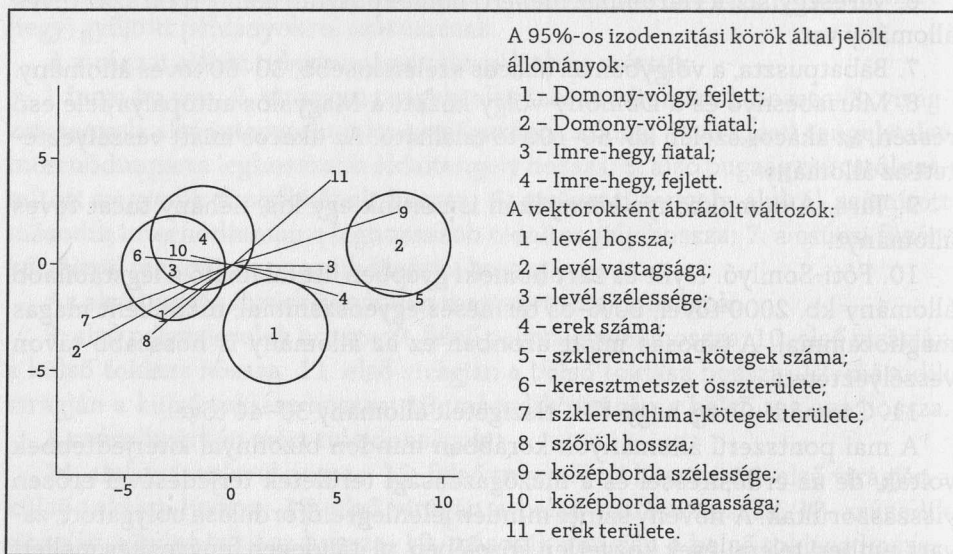
A *Festuca levelek szövettani vizsgálata*

A Domony-völgyből és az Imre-hegyi nyílt homoki gypből származó, eltérő korú fiatal és kifejtett *Festuca* tövek leveleinek szövettani különbségeit diszkriminancia-analízissel is vizsgáltuk. A diagramon jól elkülönülnek nemcsak az egyes élőhelyek, de a fiatal és kifejtett levelek morfológiai felépítésében található különbségek is. A Domony-völgyi mintákban szélesebb a levél, több az erek és az elkülönült szklerenchima-kötegek száma. Az Imre-hegyi minták esetében nagyobb a levél összterülete. A két élőhely között az átlagos szőrhossz alapján nincs jelentős különbség. Az eltérő korú levelek között főként az erek összterületében van különbség.

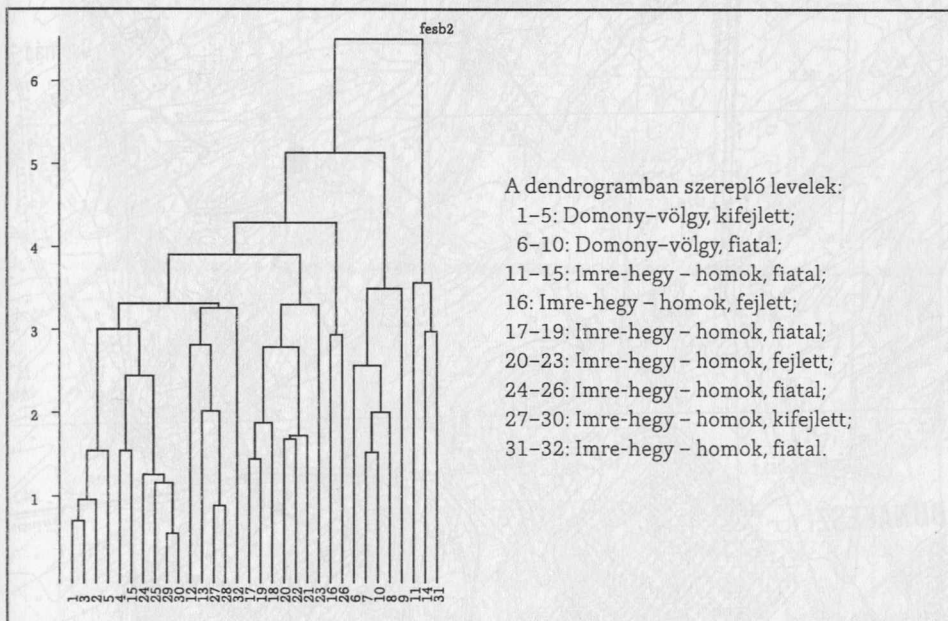
A levelek szövettani jellemzői alapján készített DA eredménye a 95%-os izodenzitási körök által jelölt tartományok elkülönülésében jól kimutatható (lásd 2. ábra).

2. ábra

A diszkriminancia-analízis eredménye



Csoportátlag-módszeren alapuló cluster-analízis eredménye

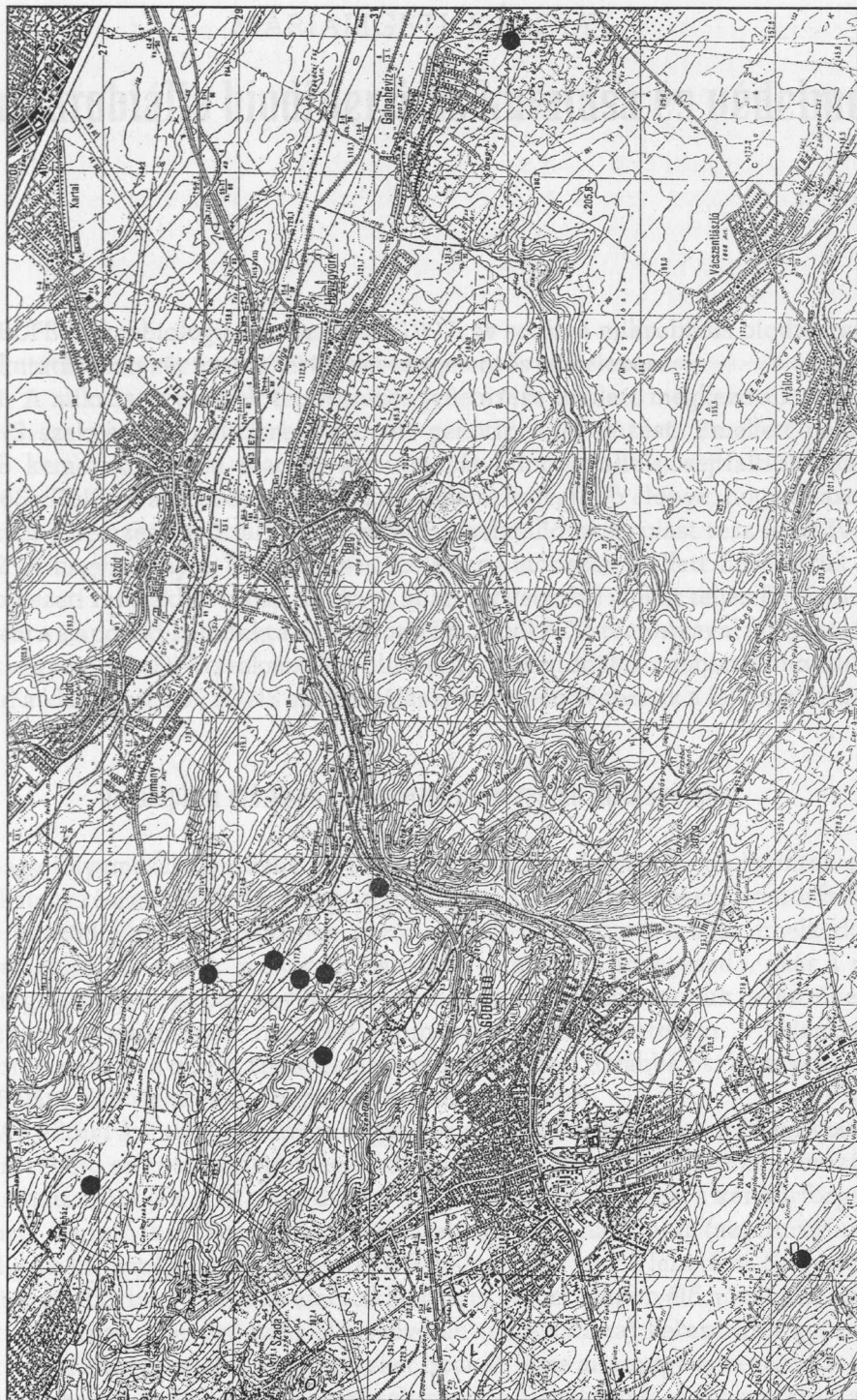


A csoportátlagok alapján elvégzett cluster-analízis azt is megmutatta, hogy mennyire hasonlítanak vagy különböznek maguk a tövek a vizsgált szövettani jellemzők alapján. Az eredmény szerint az azonos korú Domony-völgyi tövek homogénebbek (lásd 1-5 és 6-10 levelek), mint az Imre-hegyen élők (lásd 3. ábra).

A *Festuca virágzat* morfológiai vizsgálata

Annak kiderítésére, hogy virágzat vizsgált bélyegei közül melyek szolgálnak a legtöbb információval a taxonómiai vizsgálatokhoz, illetve melyek azok, amelyek megmérése esetleg elhagyható, a buga adatait szintén diszkriminancia-analízissel értékeltük. Az egyes fajok legjobban az alábbi bélyegek alapján különíthetők el:

- a buga hossza;
- a virágzati tengely alsó internódiumának hossza;
- az első nódusz leghosszabb bugaága;
- a második nóduszon a leghosszabb bugaág hossza;
- a füzérkék első virágának szálahossza;
- a csúcsi füzérkék virágainak száma.



A mikrobiális biodiverzitás kutatása és védelme

Az ELTE Mikrobiológiai Tanszéke az 1997. év során a mikrobiális biodiverzitás kutatásában két fontos területen tett jelentős előrelépést.

1. A mikroszervezetek fenotípusos jellemzése mellett megkezdtük a 16S rDNS szekvencia-analízisre alapozott genotípus-jellemzést. Emellett pedig több kemotaxonómiai marker kimutatását (kinonanalízis, sejtfaltipizálás). A 16S rDNS-re alapozott genotípusos jellemzés legfőbb előnye, hogy a taxonómiai jellemzés egyúttal filogenetikailag helytálló besorolást tesz lehetővé.

2. A hagyományos tenyésztéses-izolációs módszer mellett bevezettük a természeti mintákból (talaj, növényi, állati szövet stb.) izolált teljes DNS-tartalomra alapozott fajdetektálást. A totál DNS-ből PCR-technikával felszaporított vegyes 16S rDNS szakaszokat bluescript plazmiddal *E. coli*-ban klónozzuk, majd a klónozott 16S rDNS szekvenálását követően végezzük a fajkimutatást.

Úszólápban élő *Typha angustifolia* rhizoplán mikrobiótája

A nagy folyamszabályozások előtt országunkban hatalmas lápok terültek el, ezek nagy része úszóláp (ingóláp, ingovány) volt. Ez a különleges geomorfológiai képződmény a vízfelszínen úszó, egyébként emerz (víz fölé emelkedő) vegetációról és annak gyökérszónájában felhalmozódó tőzegesedő, akár 1 m vastag általajról kapta nevét. A vízrendezések során számuk jelentősen lecsökkent, megmaradt nagyobb állományaik a Kis-Balatonon, a Velencei-tavon, valamint a dunai, tiszai és drávai holtágakban továbbá ősi láptavakban pl. Baláta, kállósemlényi Nagymohos találhatók meg.

Az eddigi kutatások alapján nagyon fontos szerepük van a felszíni vizek szűrésében, az eutrofizáció megakadályozásában. A tartós tőzefelhalmozódás miatt, mint jelentős szén-dioxid-süllyesztők szerepelnek, a kénkörforgalomra alapuló baktériumközösségek anyagcsere-hálózatai (szulfurétum) pedig a kénformák geológiai mértékű felhalmozását teszik lehetővé. Szerepük fontos a többi biogeokémiai elemciklusban is. Mivel a lápon élő növények oxigént juttatnak a levegőztető alapszöveten (aerenchima) keresztül a gyökér közvetlen környezetébe, aerob tereket hoznak létre az amúgy anaerob tőzegben. Az aerob és anaerob folyamatok szoros összefonódása magyarázza az

úszólápok nagy víztisztító képességét. Mesterségesen telepített állományait sikeresen alkalmazzák utólagos szennyvíztisztításra, e területen több szabadalom is született (*artificial wetlands*).

Ezek a víz öntisztulását eredményező folyamatok főleg a mikroorganizmusok anyagcseréjéhez köthetőek. Kutatócsoportunk célja egy domináns úszólápi növény gyökeréhez kapcsolódó baktériumközösség tagjainak faji szintű meghatározása és fiziológiai aktivitásuk megismerése volt. A keskeny-levelű gyékény (*Typha angustifolia*) sok lápon domináns vagy egyedüli állományalkotó. Ezért, valamint a gyékény különleges „anaerobitás toleranciája” miatt esett rá a választásunk. Mivel a növényzetet ökológiailag leginkább a gyökérfelülethez szorosan kötődő, ún. rhizoplán mikroorganizmusok befolyásolják, kutatásunkat a rhizoplánra fókuszáltuk.

1. Első megközelítésünk a hagyományosnak tekinthető tenyésztéses eljárásra alapult (lásd 1. ábra a függelékben). A laboratóriumba beszállított lápblokkból kipreparáltuk a gyékénygyökércsúcsokat, majd megfelelő számú steril vizes mosást követően a gyökereket eldörzsöltük és az így kapott mace-rátumot szélesztettük különböző táptalajokon. A kinőtt telepeket válogatás nélkül izoláltuk, jellemeztük.

Megdöböntő eredményként kaptuk a baktériumidentifikációt követően, hogy e lápi növény gyökérfelületén *Bacillus* fajok dominálnak, az izolátumok 90%-át a *Bacillus pumilus* törzsei teszik ki. Mellettük csupán néhány más Gram-pozitív, kokkusz morfológiájú szervezet volt detektálható: *Staphylococcus varneri*-, ill. *Kocuria* fajok. Ez utóbbiak utólagos genetikai jellemzése lehetővé tette 2 új faj leírását. A Gram-negatív törzsek az *Acinetobacter johnsoni*, *A. radioresistens*, *Rahnella aquatilis*, *Enterobacter* sp., illetőleg *Agrobacterium tumefaciens* fajokat képviselték.

A Gram-pozitív dominancia szárazföldi növények esetében szinte sohasem tipikus. Ugyanakkor – amint később németországi kollégáinkkal egyeztettük – nedves területek növényzete szinte kizárólagosan *Bacillus* fajok gyökérasszociációjával jellemezhető. Feltűnő továbbá az is, hogy törzseink zöme obligát aerob, tehát a gyékény aerenchima által szállított oxigénre utalt a szigorúan anaerob lápban. Azonnal felmerül a kérdés, hogy vajon a vegetációs periódusra jellemző-e az aerob mikrobióta, vagy történik-e a téli nyugalmi időszakban is (ha nem is aktív) oxigénszállítás? Valamennyi évszakban vett mintáink feldolgozása jelenleg folyik, de az elsődleges eredmények arra utalnak, hogy a gyékénygyökér felületi mikrobiótája télen is zömében aerobokból áll. Külön érdekesség az *A. tumefaciens* jelenléte. Vajon ez patogén-e ez esetben? Egyszikűeken még nem tapasztalták.

2. Az eddig bemutatott vizsgálatok a kitenyészthető, aerob vagy fakultatív anaerob szervezetekre szorítkoztak. Így nem vizsgáltuk tenyésztéses módszerekkel az obligát anaerob mikroszervezeteket. Közismert azonban, hogy a hagyományos módszerekkel általában a baktériumok csupán 1–0,1%-a vonható

tenyésztésbe. A tényleges fajdiverzitás felismerésére ezért molekuláris módszereket is használtunk. Mivel itt nem fenotipikai bélyegekkel dolgoztunk, ezért a lehetséges anyagcsere-aktivitásokra, csak a taxonómiai, filogenetikai besorolás alapján, a közel rokon fajok leírásából következtethettük.

A vizsgálatba vont gyékénygyökérmintákat a tenyésztéses eljáráshoz vett mintákból nyertük. Az ép csúcsi gyökérdarabokat teljesen azonosan mostuk, majd homogenizáltuk (lásd 1. ábra), mint a tenyésztések esetén. Megfelelő mennyiségű gyökérmacerátumból totál DNS-extrakciót végeztünk:

- a) Direkt lízis lizozim, SDS, proteináz-K kezeléssel.
- b) Huminsavak eltávolítása polivinilpoli-pirrolidonnal (PVPP).
- c) Fenol-kloroform extrakció.
- d) Tisztítás szilikát alapú mátrixon (Prep-A-Gen).

Az izolált DNS-ből polimeráz láncreakció (PCR) alkalmazásával eubaktérium 16S rDNS régióra specifikus primerekkel és Pfu polimerázzal feldúsítottuk vegyesen a 16S rDNS-t.

A kapott, sok fajból származó, kevert PCR-termék ún. tompavégű klónozása (PCR-Script™ Amp SK(+))Cloning Kit, Stratagene®), *E. coli*-ban történt. A kapott klónok diverzitásának, azonosságának meghatározására az ARDRA (*Amplified Ribosomal DNA Restriction Analysis*) módszert használtuk:

- a) A vektorba inszertált 16S rDNS-fragmentek PCR amplifikációja vektor-specifikus primerekkel.
- b) PCR-termék emésztése restrikciós enzimekkel (Tru9 I, HinP 1 I).
- c) Az emésztett fragmentek szétválasztása gélelektroforézissel.
- d) Sávmintázat detektálása.

Azonos mintázatok esetén a szekvenciák, klónok is identikusnak tekinthetők. A különböző ARDRA képet mutató 16S rDNS-klónok első 500 bázisára kiterjedő parciális szekvenciaadatok (Dye Terminátor Cycle Sequencing, ABI PRISM automata szekvenátor PERKIN ELMER®) feldolgozását az ARB programcsomag segítségével végeztük el.

202 pozitív klónt nyertünk, ezekből csak 135 esetben sikerült megfelelő mennyiségű PCR-terméket kapni. A klónok 52%-a kloroplasztisznak bizonyult. Domináns megjelenésüket nem lehetett kizárni, mert ezek az „eubaktériumok” a gyökérmintában természetesen megtalálhatók. A többi adat alapján jól látható a kénforgalomban szereplő baktériumok dominanciája (lásd 2. ábra). Ezek főként anaerob szulfátredukálók (*Desulforhabdus*, *Desulfosarcina*, *Desulfobacula*, *Desulfovibrio* rokonsági kör). A keletkezett redukált kénvegyületek azonban toxikusak lehetnek a növény számára. A TAC 33 közeli rokona a *Rhodomicrobium vannielii*-nek, ami egy fototróf, anaerob szervezet, de ismert, hogy fénymentes, aerob körülmények közt képes redukált kénvegyületeket használni elektrondonorként. A növényre toxikus kénhidrogén oxidálásával méregteleníti annak környezetét.

Másik példa a mérgező vegyületek oxidálására a TAC 19, TAC 15 klónokkal reprezentált szervezetek jelenléte. Ezek a metilotróf, aerob légző baktériumok C-1 vegyületeket oxidálnak, így képesek a metán oxidációjára is. A metán termelődése valószínűleg az iszapban történik.

Nem mérgező Fe (III)-t redukál a vaslégző *Geobacter chappellei* (TAC 4).

Közvetve hidrogén-autotrófok jelenlétére utal a metanogének mellett a *Syntrophus* fajok (TAC 87, TAC 112) előfordulása is, amelyek energetikai anyagcserejéhez obligát módon hidrogénfogyasztó szervezetek egyidejű jelenléte szükséges.

Érdekes a *Frankiaceae* családba tartozó TAC35 klón. A *Frankiák* nitrogénfixáló, aktinorhizális gyökérgumóképző aerob szervezetek, aktivitásukat ebben a növényrokonzási körben még nem írták le. A TAC 82 közeli rokonáról, a *Pseudomonas mucidolens*-ről tudjuk, hogy egy denitrifikáló aerob szervezet. Megtalálhatók még a cellulóz és hemicellulóz bontásáért felelős obligát anaerob *Clostridium* fajok is (TAC 140).

A vizsgálatokból kiderült, hogy aerob és anaerob szervezetek egyaránt jellemzők a gyökéren. Mivel a vegetációs periódus végén gyűjtött mintáról van ez esetben szó, a növény jóval kevesebb oxigént juttat az *aerenchimán* keresztül a gyökér környezetébe, ezért érthető a szigorúan anaerobok megjelenése. Másik magyarázat lehet, hogy a nem funkcionáló gyökérrészekben lokális anaerob mikrohabitatok jöhetnek létre. Érdekes, hogy összehasonlítva az eredményeket a klasszikus módszerekkel kapott adatokkal, minimális az átfedés. Ez mindkét módszer erős szelektivitására utal. Tanulságos megállapítanunk, hogy a faji diverzitás és az anyagcsere-kölcsönhatások vizsgálatába molekuláris és klasszikus bakteriológiai módszerek együttes alkalmazása lehet mérvadó.

A munka dandárja szinte most következik, hiszen a genotípus alapján kimutatott baktériumokat, amelyek között legalább 5 új faj (de akár magasabb taxon szinten újdonság) lehet (TAC 36, TAC 122 – TAC 157 – TAC 146, TAC 97 – TAC 112, TAC 127 – TAC 10, TAC 142), ki kell tenyészteni. A munkát megkezdtük. Az élőhelyi sajátosságoknak megfelelő táptalajok és tenyészfeltételek (O_2/H_2S gradiens kamra) kidolgozása folyik.

Balatoni angolnapolytű mikrobióta biodiverzitása

Az angolnapusztulás multifaktoriális jelenségének kutatása során három, a tudományra nézve új mikrobafaj izolálása történt meg. E szervezetek esetében, bár hagyományos, tenyésztéses eljárással gyűjtöttük azokat, ez idáig csupán a genotípusos jellemzést végeztük el. Megtörtént először a parciális 16S rDNS szekvenciaanalízis, majd pedig ezt követően a teljes 16S rRNS génbázissorrend meghatározása. Ennek alapján legközelebbi rokonaikkal is csak

85–95% közötti hasonlóságot mutatnak. (A faji szintű azonosság 1–2%-on belüli érték.) Most folyik a kromoszomális DNS hibridizációs elemzése a legközelebbi rokonságot mutató szervezetekkel és ezzel párhuzamosan a fenotipikai jellemzés. E szervezetek (lásd 3. ábra):

- ang. 13. – a *Paracoccus* nemzetség egy új faja;
- ang. 3. – a *Zoogloea* nemzetség rokonsági körébe tartozó faj;
- ang. 11. – ang. 25. – a *Comamonas* csoport képviselői.

Legérdekesebbnek tarthatjuk a *Paracoccus* jelenlétét. E nemzetség fajai tengeri élőhelyekből kerültek elő ez idáig. Balatoni előfordulásuk, de egyáltalában édesvízi környezetben történt kimutatásuk újdonság. A *Zoogloea* nemzetség jellegzetes eutróf vizekben továbbá lápok, mocsarak felszíni vízrétegében. Allati szövetekhez rögzülve még nem találták meg. A *Comamonas* genuszba tartozó, a tudományra nézve újnak tekinthető fajok közül ez évben többet is izoláltunk, a legváltozatosabb környezetekből (sörgyári romlott cefre, Fertő tavi vizek és angolnapoltyú felülete). Jellemzésük most folyik.

Összefoglalóan megállapíthatjuk, hogy az ELTE mikrobiológiai tanszékén előző években zajlott módszertani fejlesztés eredményeképpen a bakteriális biodiverzitás-kutatás új lendületet vett. Csupán egyetlen év leforgása alatt 2 új faj publikálására került sor, és „kandidátusok” sorát vizsgáljuk.

A tudományra nézve új fajok mellett ökológiai újdonságokra (élőhelyek), sőt anyagcsere-újdonságokra is fény derült. E kutatási eredmények lehetővé fogják tenni a bakteriális faji szintű biodiverzitás szempontjából különösen fontos élőhelyek kijelölését.

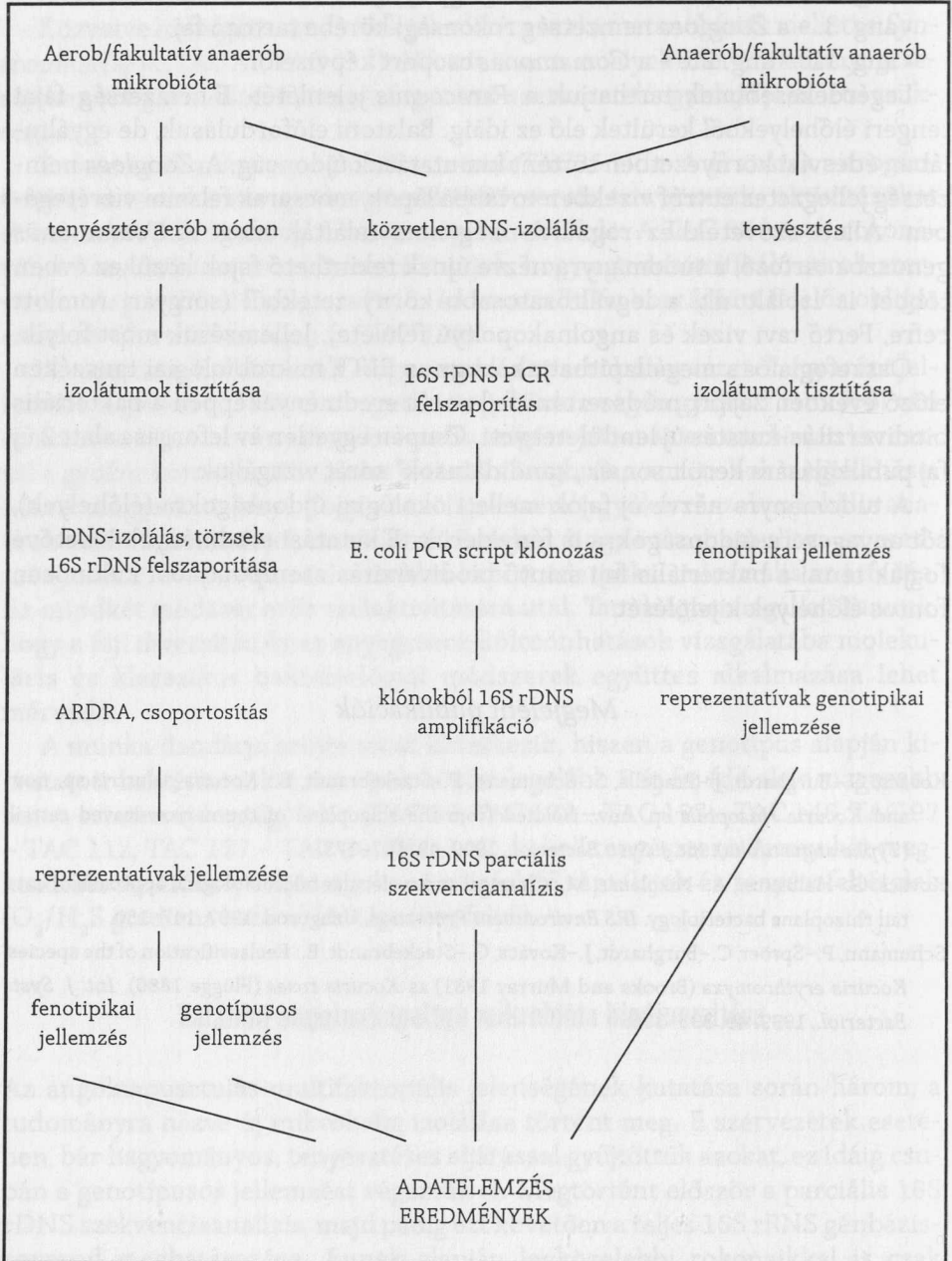
Megjelent publikációk

- Kovács, G.–Burghardt, J.–Pradella, S.–Schumann, P.–Stackebrandt, E.: *Kocuria palustris* sp. nov. and *Kocuria rhizophila* sp. nov., isolated from the rhizoplane of the narrow-leaved cattail (*Typha angustifolia*). *Int. J. Syst. Bacteriol.*, 1999. 49. 167–173.
- Kovács, G.–Halbritter, A.–Nikolausz, M.: Classical and molecular microbiological approach of cattail rhizoplane bacteriology. *IRS Environment Protection*, Uzhgorod, 1997, 147–150.
- Schumann, P.–Spröer, C.–Burghardt, J.–Kovács, G.–Stackebrandt, E.: Reclassification of the species *Kocuria erythromyxa* (Brooks and Murray 1981) as *Kocuria rosea* (Flügge 1886). *Int. J. Syst. Bacteriol.*, 1999. 49. 393–396.

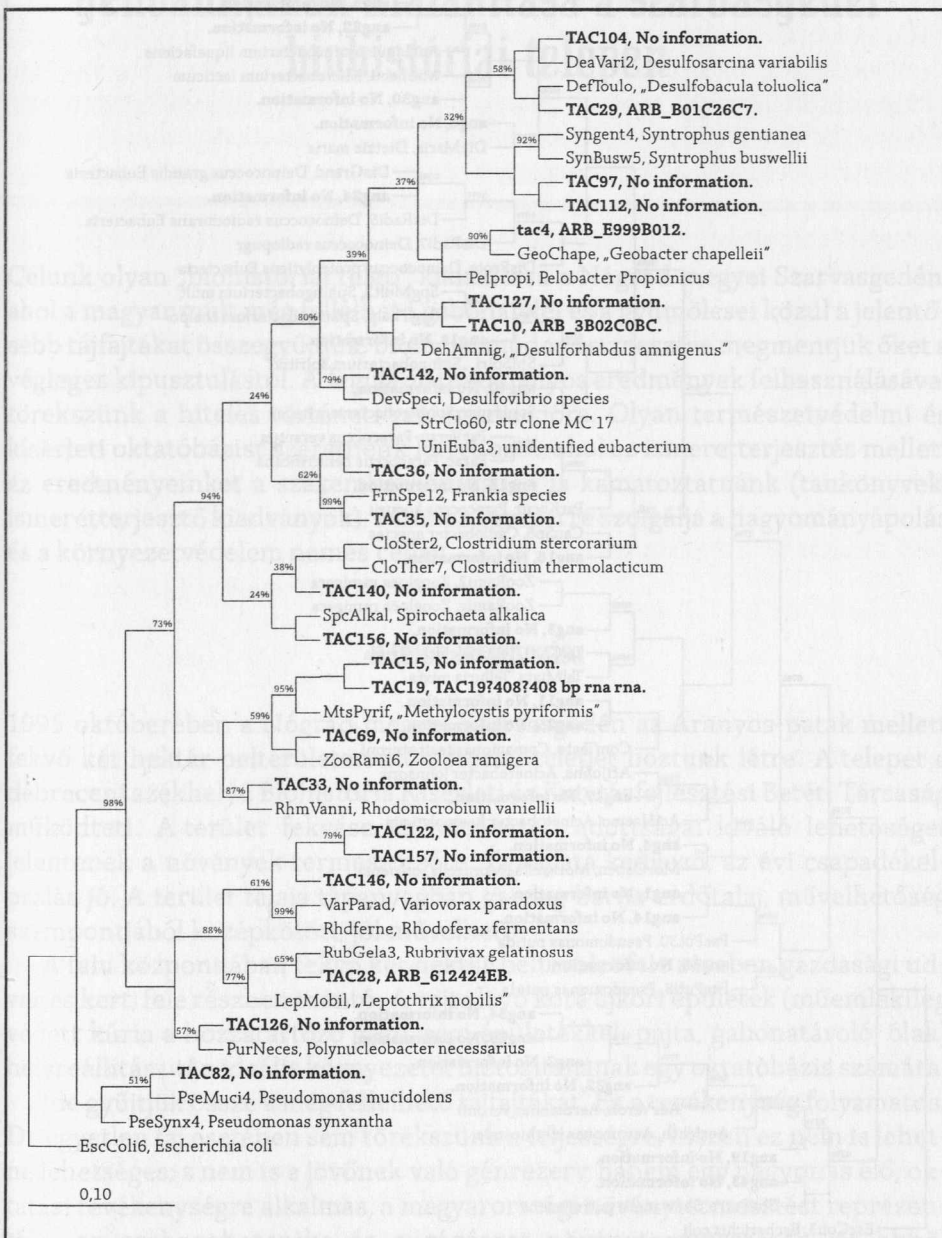
Függelék

1. ábra

A vizsgálati eljárások menetének vázlata

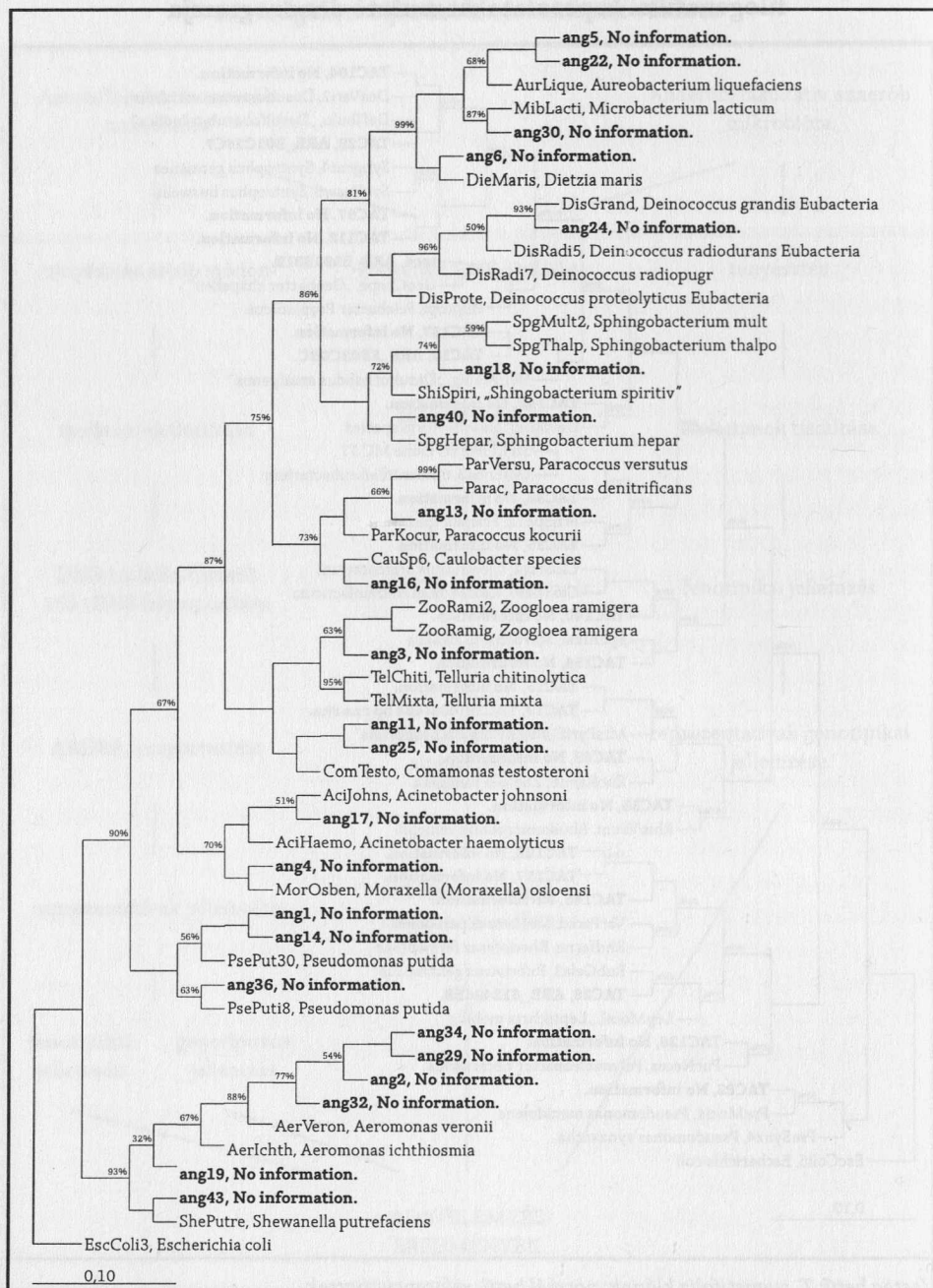


A *Typha augustifolia* rizoplán totál DNS izolálásra alapozott bakteriális biodiverzitás vizsgálatban nyert domináns klónok filogenetikai kapcsolatokat mutató dendrogramja



Vastag betű: *T. augustifolia* klónok; normál betű: referenciatorzsek.

Angolnakopoltyúról izolált reprezentatív baktériumtörzsek filogenetikai kapcsolatokat mutató dendrogramja



Ősi magyar gabona- és gyümölcsfajták génbankjának kialakítása a szarvasgedei biohistóriai telepen

Célunk olyan „biohistóriai telep” kialakítása a Nógrád megyei Szarvasgedén, ahol a magyar múlt még fellelhető gabonaféléi és a gyümölcssei közül a jelentősebb tájfajtákat összegyűjtjük, biológiai módon természetve megmentjük őket a végleges kipusztulástól. A legújabb tudományos eredmények felhasználásával törekszünk a hiteles történeti rekonstrukcióra. Olyan természetvédelmi és kísérleti oktatóbázist szeretnénk létrehozni, ahol az ismeretterjesztés mellett az eredményeinket a szakemberképzésben is kamatoztatnánk (tankönyvek, ismeretterjesztő kiadványok). Mindez egyszerre szolgálja a hagyományápolás és a környezetvédelem nemes céljait.

A telep létrehozása

1995 októberében a Nógrád megyei Szarvasgedén az Aranyos-patak mellett fekvő két hektár belterületen biohistóriai telepet hoztunk létre. A telepet a debreceni székhelyű Biohistoria Kísérleti és Kutatásfejlesztési Betéti Társaság működteti. A terület fekvése és természeti adottságai kiváló lehetőséget jelentenek a növények termesztésére. Éghajlata kedvező, az évi csapadékeloszlás jó. A terület talaja tápanyagban gazdag barna erdőtalaj, művelhetőség szempontjából középkötött, jól művelhető.

A falu központjában fekvő két hektár belterület fele részben gazdasági udvar és kert, fele részben szántó. A rajta lévő kora újkori épületek (műemlékileg védett kúria a hozzátartozó gazdasági épületekkel: pajta, gabonatároló, ólak) helyreállítás után ideális környezetet biztosítanak egy oktatóbázis számára.

Ide gyűjtjük össze a még fellelhető tájfajtákat. Ez a tevékenység folyamatos. De egyetlen faj esetében sem törekszünk a teljességre, hiszen ez nem is lehetne lehetséges, s nem is a jövőnek való génrezerv, hanem egy nagyon is élő, oktatási tevékenységre alkalmas, a magyarországi növénytermesztést reprezentáló, az archaeobotanika és a régészet növénytermesztéssel és ebből következően gazdálkodással és életmóddal kapcsolatos kérdések megválaszo-

lására alkalmas gyűjteményes kert kialakítása a célunk. A génbanki tevékenységgel egyébként is számos magyarországi intézet foglalkozik magas színvonalon. A telep mintaparcelláin fajtafenntartó termesztésben tartanánk az ősi gabona- és gyümölcsfajtákat. Ez egyben „bemutatókert” is lesz. A szarvasgedei biohistóriai telep elért eredményeit a szakemberképzésben és a közművelődésben is kamatoztatnánk.

A reambulált ősi kultúrnövényfajták egy hajdan volt környezet részei. Újra-termesztésük nemcsak a hozzájuk kapcsolódó földművelési, növénytermesztési és etnobotanikai ismereteket éleszti fel, hanem a reményt is az ember és környezete viszonyának rendezésére. Szarvasgede az a hely, ahol ez megvalósítható. Ez a vidék mentes az ipari behatástól. Az ember és a természet szimbiózisának archaeotípusa, ahol a természeti és a kultúrkörnyezet (mezőgazdaság, falukép) még viszonylag megbontatlan egységet képez.

Ezek a fajták a Kárpát-medence természeti viszonyaihoz alkalmazkodva sok évszázados fejlődés eredményeként jöttek létre. A magyar gabona és gyümölcs a 17. századra Európa-szerte híressé, keresetté vált. A régi tájfajták az emberi fogyasztás szempontjából kimagaslóan jó beltartalmi értékekkel, új ízeikkel rendelkeznek. Megbecsült fajták voltak ezek, míg nem a 19. századtól a nyugatról beáramlott fajták fokozatosan ki nem szorították őket a termesztésből. Az ősi növények termesztése, ismeretterjesztéssel kiegészítve, hozzájárul a kultúrörökség fenntartásához.

A telep munkája

Az alakort (*Triticum monococcum*), az ősi pelyvás búzát már a negyedik év óta sikerrel termesztjük és szaporítjuk, feldolgozására (pelyvátlanítás, őrlés, kenyérsütés) pedig folyamatosan kísérleteket végzünk. Személyes gyűjtőmunka, levelezés, csere folytán számos ősi gabonátájfajtákat sikerült még beszerezni: tönkét és tönkölyt Anatóliából, kenyérbúzát Gyimesből, kölest Korondról, rozs- és zabtájfajtákat Magyarország területéről, továbbá rendelkezünk a világ legrégebbi csírázó vetőmagjával (nürnbergi árpa 1832-ből).

1997 őszén, a Betonút Rt. anyagi támogatása mellett a Budapesti Történeti Múzeum, az MTA Régészeti Intézet és a szentendrei Szabadtéri Néprajzi Múzeum munkatársaival felépítettünk egy Árpád-kori veremházat, mely az MO-ás északi szektorának rákospalotai lelőhelyén került elő. Az e kötetben szereplő archaeobotanikai feldolgozás eredményeit is felhasználtuk az Árpád-kori veremház környezetének kialakításánál.

A Környezetvédelmi és Területfejlesztési Minisztérium Természetvédelmi Hivatalának anyagi támogatásával és a Gödöllői Agrártudományi Egyetem és a keszthelyi Pannon Agrártudományi Egyetem kutatóival együttműködve a Kárpát-medence területéről ősi cseresznye-, kajszi-, meggy-, barack-, szilva-,

alma-, körte- és szőlőtőfajták, illetve helyi félvad fajták oltógallyait gyűjtötünk be, majd a mintegy 200 db gyökeres oltványt 1997 őszén a biohistóriai telepen elültettük.

1998 őszén a „Kelet-közép-európai természetvédelmi kutatóhálózat” című KTM-MTA program keretében elnyert támogatás jóvoltából az alább felsorolásra kerülő régi magyar gyümölcsfajták oltógallyait (átlagosan 3 db) sikerült begyűjteni és leoltatni vad alanyra. A gyűjtésben részt vettek: *Kocsicsné Molnár Gitta* és *Ivancsics József* (Pannon Agrártudományi Egyetem). A szaporításokat *Turi István* kertész végezte, és az oltványokat is ugyanő neveli a cseresztomaji csemetekertben. A gyökeres oltványokat 1999 őszén hozhattuk el, telepítésükre is ekkor került sor.

Alma:

téli piros kálvil, Simonffy piros, kanadai renet, ananász renet, egri piros, ceglédi piros, téli aranyparmén, téli piros pogácsa, húsvéti rozsmaring.

Körte:

arabítka, császárkörte, árpával érő körte, Ferenc vérbélű körte, magyar kobak, köcsöggkörte, poroskörte, tüskés körte.

Cseresznye:

cserszegi (fehér) mézes.

Kajszi:

gönczi magyar kajszi, Rózsa kajszi.

Őszibarack:

duránci fehér.

Márkus János gyöngyösi és *Szabó Lajos* tarcali szőlősgazdák 1999 tavaszán számos régi szőlőfajta: kövér szőlő, furmint, hárslevelű, királyleányka, petreszelyem levelű szőlő, kadarka beszerzett, ill. beszerzés alatt álló oltócsapjait oltották le, majd 1999 őszén telepítés céljából részünkre 220 db gyökeres oltványt adtak át.

A Pannon Agrártudományi Egyetem Kertészeti Tanszékének munkatársai ugyanekkor újabb két szőlőfajta: piros szlanka, Csabagyöngye felszaporítását végezték, s egyenként 10-10 db gyökeres oltványát adták át 1999 őszén telepítés céljából.

A szarvasgedei biohistóriai telepen 1999 tavaszán elkezdtük a terület előkészítését az őszi gyümölcs- és szőlőfajták telepítésére. Az így kialakuló szerezvény génbank a biodiverzitás megőrzésén túl rendszeres szakmai gyakorlatot is biztosít a kultúrnövények történetét hallgató diákok (Gödöllői Agrártudományi Egyetem, ELTE BTK Régészettudományi Intézete) számára.

Bízunk benne, hogy a szarvasgedei biohistóriai telep lehetőséget jelent a régészeti-növénytan kutatás, a kísérleti régészet, de a természetvédelem és a mezőgazdaság összekapcsolására is. Meggyőződésünk, hogy minden kultúr-történetünk iránt érdeklődő szívesen ellátogatna egy ilyen működő telepre. A KTM-MTA program keretében kapott és felhasznált szíves támogatás nagymértékben hozzásegített minket a telep alapját képező történeti fajtákat bemutató kert kialakításában, a kitűzött cél elérésében.

Mikrobiális ökológiai kutatások állóvizekben

A természetes vizekben, vízi és mocsári növényekben előforduló növénypatogén teresztrisz vírusok vizsgálata a nemzetközi kutatások élvonalába tartozik. Az elmúlt évtizedben megjelent közlemények igen jelentős ökológiai összefüggéseket tártak fel, és sok esetben olyan gazda-vírus kapcsolatokra mutattak rá, amelyek magyarázatot adtak arra a kérdésre, hogy hogyan történik a vírusok fennmaradása a természetben. Hazai és nemzetközi kutatások alapján eddig 21 növényi vírust sikerült kilenc (Magyarország, Németország, Kína, Hollandia, Olaszország, Jugoszlávia, Anglia, Cseh Köztársaság, USA) országból, a természetes vizekből izolálni. Ezek:

- lucerna mozaikvírus,
- árpa sárga törpülés vírus,
- szegfű itáliai gyűrűsfoltosság vírus,
- szegfű tarkulás vírus,
- szegfű gyűrűsfoltosság vírus,
- uborka zöld mozaikvírus,
- uborka mozaikvírus,
- szőlő algériai látens vírus,
- kukorica törpülés vírus,
- muskátli gyűrűsfoltosság vírus,
- Petunia asteroid mozaikvírus,
- szilvahimlő vírus,
- burgonya S vírus,
- burgonya Y vírus,
- ribgrass mozaikvírus,
- dohány karcolatos vírus,
- dohány mozaikvírus,
- dohány nekrozis vírus,
- dohány rattle vírus,
- paradicsom bokros satnyulás vírus,
- paradicsom mozaikvírus.

A természetes vizekből történő további, pontosan még nem identifikált vírusok mintegy négy víruscsoportba (*tombus*-, *potex*-, *tobamo*- és *carmo*-vírus) tartoznak. A szakirodalom a vízi és mocsári növények köréből eddig

tizenkét növényfaj (Ceratophyllum, Cryptocoryne, Lemna, Lysimachia, Nymphaea, Monochoria, Myriophyllum, Potamogeton, Scirpus, Shineria, Solidago, Trapa) vírusfertőzöttségét bizonyította.

A hazai növényvirológiai kutatások e területen egy évtizedes múltra tekintenek vissza. Ez idő alatt sikerült megállapítani természetes vizeinkben (Balaton, Hévízi-csatorna, Zala folyó, Kis-Balaton) a dohány és a paradicsom mozaikvírus előfordulását. Világviszonylatban először állapítottuk meg a Balatonban élő Myriophyllum esculentum makrofiton uborka mozaikvírusfertőzöttségét. Ezek a kutatások támogatások hiányában csökkentek, és ezáltal a korábban elért jó nemzetközi pozíciónkat is elvesztettük.

A KTM-MTA kutatási program keretében 1997-ben a „Mikrobiális ökológiai kutatások állóvizekben” c. téma nyújtotta támogatás elnyerésével lehetővé vált, hogy 1997-ben vizsgálatokat végezzünk a hazai folyó- és állóvizekben, továbbá lehetőség nyílt a térségükben előforduló természetes növényflóraelemek szelektív vírusvizsgálatára.

A vizsgálatok célja

A vizsgálatok célja az volt, hogy megismerjük a hazai folyókban és tavakban, vízi növényekben és makrofitonokban a természetes körülmények között előforduló vírusokat és összefüggéseket állapítsunk meg a vízi és szárazföldi ökoszisztémák vírusfertőzöttsége között.

A világon mindenhol a természetes vizeket öntözővízként is hasznosítják, ezért a vizek, mint vírusvektorok is számításba jöhetnek. Ezeknek a kutatásoknak a jelentősége elsősorban abban van, hogy megállapítsuk, milyen szerepe lehet a víznek mint vektornak és az évelő növényeknek a vírusok fennmaradásában és a fertőzési lánc kialakulásában.

Anyag és módszer

A természetes vizekből vett 250 ml-es vízmintákat ultracentrifugáltuk (90 000g/90 perc). A szedimenteket néhány csepp desztillált vízzel reszuspendáltuk és centrifugáltuk (3000 g/15 perc). A koncentrált vízmintákat DAS-ELISA módszerrel vizsgáltuk. A felülúszóval Chenopodium quinoa és Nicotiana megalosiphon tesztnövényeket is inokuláltunk.

1997-ben a Kis-Balaton térségéből mintegy 22 vízi és mocsári növényfajból (magas aranyvessző [Solidago gigantea], réti bolhafű [Pulicaria dysenterica], réti imola [Centaurea jacea], egynyári seprencsfű [Stenactis annua], közönséges lizinka [Lysimachia vulgaris], szürke aszat [Cirsium canum], közönséges gyűjtőványfű [Linaria vulgaris], bürök [Conium maculatum], vízi tők [Nuphar

lutea], sárga nőszirm [Iris pseudocorus], érdes tócsagaz [Ceratophyllum demersum], átokhínár [Anacharis canadensis], vízi hídör [Alisma plantago-aquatica], rókasás [Carex vulpina], nagy útifű [Plantago major], boglárkafélék [Ranunculus spp.], vízi peszérce [Lycopus europeus], réti füzény [Lythrum salicaria], podagrafű [Aegopodium podagraria], keskenylevelű békakorsó [Sium erectum], bojtos békalencse [Spirodela polyrrhiza], keresztes békalencse [Lemna trisulca]) fajonként 10-10 mintát gyűjtöttünk. A növénymintákat egynapi tárolás után (5 °C), vagy több hétig, -18 °C-on történő tárolás után 1:10 arányú Boehringer-mintapufferrel homogenizáltuk. A vírusok kimutatását DAS-ELISA szerológiai módszerrel végeztük. A vizsgálatok során 16 vírus antiszérumát használtuk fel. A szerológia reakciók értékelését Labsystem Multiskan Plus típusú fotométerrel 405 nm-nél végeztük. A fertőzőttségi határt az egészséges kontroll és a minták közül kiválasztott, két, közel azonos extinkciós értéket mutató minták extinkciós értéke aritmetikai átlagának a kétszeres szorzatával állapítottuk meg. A szerológiai vizsgálatokkal párhuzamosan tesztnövényeken (*Chenopodium*, *Nicotiana* nemzetségbe tartozó fajok) vizsgálatokat végeztünk az egyes mintákban előforduló vírusok izolálására. Az ún. „bioteszt-vizsgálatokat” – azok igen jelentős hely-, idő- és munkaigényessége miatt – folyamatosan végezzük. A beteg növény szövetnedvében előforduló zárványokat fénymikroszkóppal vizsgáltuk. A vízi hídör esetében elektronmikroszkópos vizsgálatra is sor került.

Eredmények és következtetések

A vízminták vizsgálata során kimutattuk a dohány mozaikvírus jelenlétét. A *C. quinoa* és a *N. megalosiphon* nekrotikus lokális léziókkal reagált. Az *N. megalosiphon* élő szőrsejtjeinek zárványtestvizsgálata során kristályos zárványokat (hexagonális prizmák) mutattunk ki. Hazai folyók és tavak vizeiből eddig tizenegy növénypatogén vírust (Arabis mozaikvírus, burgonya M vírus, burgonya S vírus, búza törpülés vírus, cukkini sárga mozaikvírus, dohány mozaikvírus, dohány nekrozis vírus, dohány rattle vírus, paradicsom bronzfoltosság vírus, szilvahimlő vírus, uborka mozaikvírus) sikerült DAS-ELISA szerológiai módszerrel kimutatni, amely vizsgálatokat bioteszt módszerrel is megerősítettük. Ezek közül 5 vírus (arabis mozaikvírus, burgonya M vírus, paradicsom bronzfoltosság vírus, búza törpülés vírus, cukkini sárga mozaikvírus) természetes vizekben történő előfordulása jelen vizsgálataink során vált először ismertté.

1997-ben 22 vízi és mocsári növényfaj tanulmányozása során a mocsári vízi hídör (*Alisma plantago-aquatica*) fajból két vírust sikerült kimutatni. Az *A. plantago-aquatica* érkező mozaikot mutató leveleiből indikátornövényeket nem tudtunk fertőzni, a vírus izolálása mind virofil, mind pedig virofób

növényeken eredménytelen volt. Elektronmikroszkópos vizsgálatokkal azonban a növényekben a *potyvíruscsoport*ra jellemző, fonál alakú víruspartikulumokat és *pinwheel* struktúrájú zárványtesteket mutattunk ki. DAS-ELISA szerológiai módszerrel a burgonya Y vírus jelenlétét igazoltuk. Az *A. plantago-aquatica* klorotikus gyűrűsfoltosság tüneteket mutató leveleiből pedig a *Chenopodium* mozaikvírust tudtuk izolálni. A rókasás (*Carex vulpina*), a magas aranyvessző (*Solidago gigantea*), a közönséges gyűjtőványfű (*Linaria vulgaris*) és a vízi tök (*Nuphar lutea*) szövetnedvének *Chenopodium* és dohányfajokra történő mechanikai átvitele során a tesztnövényeken lokális klorotikus léziók és szisztemikus mozaik kialakulását tapasztaltuk, mely

1. táblázat

A Kis-Balaton területén gyűjtött növényekből DAS-ELISA módszerrel kimutatott vírusok

A növény neve	Vírusok*
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	PVY, SoMV
<i>Cirsium canum</i>	CMV, PVM
<i>Plantago major</i>	CMV, ToMV
<i>Ranunculus</i> spp.	ArMV, CMV
<i>Solidago gigantea</i>	CMV, RRSV, BNYVV
<i>Carex vulpina</i>	CMV
<i>Lysimachia vulgaris</i>	ArMV, BNYVV, CMV, TMV, ToMV
<i>Lycopus europeus</i>	-
<i>Lythrum salicaria</i>	ArMV
<i>Aegopodium podagraria</i>	-
<i>Sium erectum</i>	-
<i>Spirodela polyrrhiza</i>	-
<i>Lemna trisulca</i>	-
<i>Pulicaria dysenterica</i>	PVM, TMV, PAMV
<i>Centaurea jacea</i>	PVM, CMV
<i>Stenactis annua</i>	PVM, PVA
<i>Linaria vulgaris</i>	-
<i>Conium maculatum</i>	PVY
<i>Nuphar lutea</i>	-
<i>Iris pseudacorus</i>	-
<i>Ceratophyllum demersum</i>	PVY, PVS
<i>Anacharis canadensis</i>	-

*ArMV, *Arabis* mozaikvírus; CMV, uborka mozaikvírus; BNYVV, répa nekrotikus sárgaerűség vírus; PAMV, burgonya aukuba mozaikvírus; PVM, burgonya M vírus; PVA, burgonya A vírus; PVY, burgonya Y vírus; PVS, burgonya S vírus; RRSV, málna gyűrűsfoltosság vírus; SoMV, *Chenopodium* mozaikvírus; ToMV, paradicsom mozaikvírus; TMV, dohány mozaikvírus.

szimptómák szintén vírusfertőzöttségre utalnak. A növényi mintákból szerológiai módszerrel kimutatott vírusokat az 1. táblázat tartalmazza.

Figyelemre méltó az uborka mozaikvírus széles körű elterjedése, ami könnyen magyarázható a vírus polifág természetével és a természetvédelmi területen előforduló levéltetű vektorok (*Myzus persicae*) igen nagy számával. Az Arabis mozaik- és a málna gyűrűsfoltosság vírusok előfordulása összefüggésben lehet a talajban élő fonálféregvektorok jelenlétével. A dohány és paradicsom mozaikvírus előfordulása igen erős agresszivitásukkal és polifág tulajdonságukkal kapcsolatos. Nem kizárt ezen vírusok maggal történő terjedése sem.

A természetes vizek, vízi és mocsári makrofitonok vírusfertőzöttségének tanulmányozása választ adhat az alábbi a fontos kérdésekre: 1. Milyen a magyarországi természetes vizek és a vizekben élő növények vírusfertőzöttsége? 2. Milyen szerepet játszanak ezek a vírusok a kultúr- és gyomnövények vírusfertőzöttségében és fordítva? 3. Milyen etológiai összefüggések mutathatók ki a vizsgált ökoszisztémákban?

Tekintettel a természetes vizekben és vízi növényekben előforduló, gazdaságilag is igen jelentős vírusokra, feltétlenül indokolt a vírusfertőzési lánc további vizsgálata és a vírusökológiai összefüggések kiderítése.

A pályázat eredményeiből megjelent publikációk listája

- Pocsai E.-Horváth J.: Növénypatogén vírusok előfordulása a magyarországi folyók és tavak vizeiben. *Növényvédelem*, 1997. 33. 69–76.
- Pocsai E.-Horváth J.: Occurrence of plant viruses in waters of the Hungarian rivers and lakes. 25th Ann. Newsl. ISHS-Vegetable Virus Working Group, Torino, 1997. 19.
- Horváth J.: Environmental waters as terrestrial virus sources and their role in the epidemiology of plant viruses. 2nd Hungarian-Egyptian Conf. Environment. Budapest, 1998.
- Horváth J.-Pocsai E.-Kazinczi G.: Plant virus contamination of natural waters in Hungary. 4th Slovenian Plant Prot. Conf. Portoroz, Slovenia, 1999.
- Pocsai E.-Horváth J.-Kazinczi G.: New results on the occurrence of plant viruses in Hungarian rivers and lakes. *Acta Botanica Croatica*, 1999.

MIHALIK ERZSÉBET – KÁLMÁN KATALIN –
NAGY ERIKA – MEDVEGY ANNA

Infraspecifikus diverzitás indikációs jelentősége növényi populációkban

Az infraspecifikus diverzitás megváltozásának indikációs jelentősége ma még kevésbé ismert. Ennek oka abban is keresendő, hogy ezen változások elsősorban kvantitatív jellegűek, s ezért egzakt kimutatásukhoz statisztikailag feldolgozható mintaszám szükséges. Számos elővizsgálat szükséges annak megállapítására is, hogy a vegetatív vagy generatív jellegek alkalmasabbak-e a diverzitás kimutatására. Eddigi eredményeink alapján egyértelművé vált, hogy a genotípusosan determinált és a környezeti hatások által módosított fenotípus vegetatív jellemzői – éppen az aktuális környezet egyes esetekben jelentős módosító hatásai következtében – kevésbé alkalmasak a más időléptékben kialakuló infraspecifikus diverzitás detektálására. A generatív szervek kvantitatív jellemzői közül a takarólevelek és az ivarlevelek is számos reprodukálható adatot szolgáltatnak. A méretátlagértékek információértéke csekély, ugyanakkor az arány- és méreteloszlás-változások a diverzitás következetes indikátorai.

Elővizsgálataink mono- és dimorf fajokra vonatkoztak, s magának az infraspecifikus diverzitásnak a feltárására irányultak. Jelen munkában új elemként tűztük ki célul a diverzitás indikációs értékének felmérését célzó vizsgálat-sorozat előkészítését. Egy vegetációs periódusra szorítkozó tevékenységünk alapján leszögezhető, hogy a vizsgálat előkészítése során a tervezettnél lényegesen több megoldandó probléma merült fel. Mono- és dimorf fajok vizsgálatánál követett algoritmus nem bizonyult elégségesnek, holott a vizsgálatba vont faj (*Lythrum salicaria*) elképzeléseink szerint minden tekintetben ideális tesztfajnak látszott. Általános előfordulású, talajtípusokkal szemben nem igényes, nedves élőhelyeken mindenütt megjelenik. Évelő, azaz ugyanazon egyedek/klónok több éven át történő vizsgálata megoldható. A faj virágja trimorf, ami egy populáción belül is számos variációs lehetőséget eredményez, virágbiológiai tekintetben jól feltárt faj.

Megoldandó problémát jelent a populáció kijelölése: a faj egy-egy, általunk egyéb tekintetben alkalmasnak vélt területen kis egyedszámban fordult elő ahhoz, hogy mindhárom alakból kellő számú egyed mérhető legyen. Előviss-

gálatok nélkül nehezen állapítható meg az is, hogy a területen egy (néhány) klón vagy több egyed van-e jelen.

A virágzás elhúzódó, ez egyrészt a virágzatok időbeli megjelenésére, másrészt a virágzatokban nyíló virágokra is vonatkozik. Egy klón (egyed), illetve egy virágzat virágainak összehasonlító tesztelése nélkülözhetetlen.

A legnagyobb problémát az jelentette, hogy az éppen kinyíló virágok többségét egyelőre nem azonosított növényevő rovarok keresték fel, s különösen a portokokat és a bibét fogyasztották el. Ennek elkerülésére ki kell választani a generatív fenofázis azon szakaszát, ahol a rovarok kártétele a legcsekélyebb.

Munkánk eredménye abban foglalható össze, hogy felmértük azon elővizsgálatok körét, amelyek az infraszpecifikus diverzitás indikációs jelenőségének felmérését optimálissá tehetik. A következő vegetációs periódusban két populáció fentieknek megfelelő feldolgozását tervezzük.

A nagyszámú minta elemzésének tárgyi feltételei adottak. A mérendő virágrészek képének digitális rögzítésével a mintavétel és a preparálás időben elválasztható a méréstől és az adatértékeléstől. Ez lehetővé teszi a munka hatékonyságának növelését.

Növényfajok szünfenomorfológiai variabilitásának tájleptékű vizsgálata

A téma fő célkitűzése a Dél-Alföld jelentősebb növényfajainak élőhelytől (cönológiai közeg, talajadoottságok) függő fenotipikus variabilitásának vizsgálata. Elsőként az *Orchis coriophora* populációk cönológiai viszonyoktól és talajadoottságoktól függő szünfenobiológiai plaszticitásának vizsgálatát terveztük. Várható eredmények: összefüggések megállapítása a cönológiai közeg és az *Orchis coriophora* olyan paraméterei között, amelyek a növények sűrűlése nélkül mérhetők (magasság, virágszám, virágok hossza), továbbá a növényi architektúra és a vegetáció kompozicionális struktúrája között. Az eddigi vizsgálatok a Csongrád megyei „Csodarétek” legészakibb, viszonylag kevésbé értékes tagjaiban a zsombói lápréten és a bordányi Seregélyes-dűlő területén található populációkon folytak, 61, illetve 35 cönológiai felvétel, összességében mintegy 300 (169 + 130) egyed mérése alapján. Az adatok továbbiakban közölt kiértékelése a zsombói állomány felmérése alapján történt.

Módszerek

Az *Orchis coriophora* összefüggő elterjedési területe a zsombói réten mintegy négy hektár. A területet bejárva – ügyelve arra, hogy minden megkülönböztethető vegetációs egység a benne előforduló egyedek számának megfelelő arányban legyen képviseltetve – 61 kvadrátot jelöltünk ki, melyek mérete 50 cm × 50 cm volt. A kvadrátok kiválasztásának kritériuma az *Orchis coriophora* jelenléte. Az előfordulás ugyanis azt jelenti, hogy az ott tapasztalható körülmények kielégítik az *Orchis coriophora* környezeti igényeit, míg a hiányból nem következik ennek ellenkezője. A kvadrátméret megválasztásának indoka, hogy az adott vegetációtípusban ilyen méretű kvadrátokból már reprezentatív összetételű cönológiai felvétel készíthető, ugyanakkor a kvadrátból vett talajminta (felső 10 cm-ből való fúrás) kellően jellemezni tudja a teljes kvadrát felszíni rétegének edafikus viszonyait. A kvadrátok növényzetét az abban található fajok becsült relatív borítási részesedésével adtuk meg. Az *Orchis coriophora* borítását – tekintettel a kis testméretre – nem becsültuk, hanem a kvadrátban előforduló egyedek számát dokumentáltuk (1–13).

Ezekkel az előfordulási adatokkal a felvételek klasszifikációs és ordinációs eljárásai során nem számoltunk.

Az adatfeldolgozás menete a következő volt:

1. A cönológiai felvételek sokváltozós analízisekkel való csoportosítása, ennek eredményeinek klasszikus cönológiai megközelítéssel történő interpretálása.

2. Az elkülönített csoportokhoz az azokban előforduló *Orchis coriophora* egyedek mért morfológiai adatainak hozzárendelése, az egyes csoportok között statisztikai különbségek kimutatása.

3. Összefüggések kimutatása az elkülönített vegetációs egységek és a talajadottságok között.

4. A fentiek szintéziseként az *Orchis coriophora* architektúráját befolyásoló biotikus és abiotikus tényezők megállapítására irányuló következtetések levonása.

Eredmények

1. A klasszifikációs módszerek (agglomeratív klasszifikációk, PCA, COA-kovariancia analízis, asszociációanalízis) alkalmazásával, valamint a cönológiai evidenciák alapján a felvételek a következően csoportosulnak: A: *Agrostio-Caricetum distantis plantaginetosum maritimae* (7 felvétel, 22 egyed), B: A-C. *dist. plantaginetosum x festucetosum pseudovinae* (12 felvétel, 27 egyed), C: A-C. *dist. fest. pseud.* (12 felvétel, 43 egyed), D: A-C. *dist. poetosum angustifoliae* (16 felvétel, 35 egyed), E: A-C. *dist. typicum normale* (11 felvétel, 33 egyed), F: A-C. *dist. agrostietosum* (2 felvétel, 6 egyed), G: *Achilleo-Festucetum pseudovinae* (1 felvétel, 3 egyed). A kvadrátonkénti egyedszám átlagosan 3; szignifikánsan kevesebb 2,06, ill. 2,23, D-ben, ill. B-ben.

2. Átlagos növénymagasságok: A: 16,45 cm, B: 18,28 cm, C: 19,78 cm, D: 21,69 cm, E: 21,45 cm, F: 21,69 cm, G: 32,0 cm. Szignifikáns differencia a teljes fennmaradó adatsorhoz viszonyítva A és B esetében. A virágzatok hossza: A: 3,07 cm, B: 3,65 cm, C: 3,39 cm, D: 3,80 cm, E: 3,83 cm, F: 3,70 cm, G: 5,47 cm. Szignifikáns differencia: A és C esetében. Virágszámok: A: 14,96 db, B: 21,0 db, C: 19,33 db, D: 20,05 db, E: 19,92 db, F: 17,15 db, G: 23 db. Szignifikáns differencia: A esetében. Leszármaztatottan szignifikáns differencia mutatható ki az B és a C, valamint ellenkező előjellel az F vegetációs egység virágzatának tömörségében (virágzat hossza/virágszám).

3. Talajadottságok: 0,08 mm-nél nagyobb szemcsék aránya: A: 65,65%, B: 57,37%, C: 60,77%, D: 62,24%, E: 61,22%, F: 65,73%, G: 85,77%. A teljes fennmaradó adatsorra vonatkoztatva nem mutatható ki szignifikáns differencia. Higroszkópos nedvesség: A: 2,87%, B: 2,69%, C: 2,43%, D: 2,12%, E:

1,70%, F: 0,835%, G: 0,67%. Nem mutatható ki szignifikáns differencia. Szerves anyag: A: 9,02%, B: 5,53%, C: 5,63%, D: 5,55%, E: 5,26%, F: 2,29%, G: 3,07%. Az A egység szervesanyag-tartalma szignifikánsan magasabb. Hozzáférhető kálium (K_2O mg/100g): A: 21,67, B: 21,23, C: 22,45, D: 15,79, E: 16,23, F: 27,95, G: 64,0. D és E együtt szignifikánsan alacsonyabb, mint a fennmaradó minták. Hozzáférhető foszfor (P_2O_5 mg/100g): A: 4,02, B: 5,16, C: 7,45, D: 8,56, E: 6,61, F: 2,97, G: 11,44. C, D és G együtt szignifikánsan magasabb, mint a fennmaradó minták. Nitrát-nitrogén tartalom (NO_3 mg/100g): A: 1,666, B: 1,272, C: 1,240, D: 1,190, E: 1,178, F: 1,165, G: 2,18. Nincs szignifikáns különbség. pH(H_2O): A: 8,41, B: 8,37, C: 8,23, D: 8,19, E: 8,24, F: 8,27, G: 7,91. A és B együtt szignifikánsan magasabb. Összes só (mg/100g): A: 115,3, B: 136,6, C: 89,2, D: 75,5, E: 78,9, F: 16,5, G: 58,0. B és A együtt szignifikánsan magasabb. Szénsavas mész: A: 34,81%, B: 28,19%, C: 25,68%, D: 23,23%, E: 24,86%, F: 21,35%, G: 9,97%. Nincs szignifikáns differencia. Az egymástól direkt módon függetlennek tekinthető talajparaméterek ordinációja által kialakított mintázat, összevont AB egységek esetében 85%-ban átfedő a felvételek ordinációjával.

4. Az *Orchis coriophora* lényegesen nagyobb affinitással foglalja el azokat a helyeket a vegetációstruktúrában, ahol edafikus stresszhatások érvényesülnek, és ennek következtében a vegetáció átalakulásban van. A mért morfológiai bélyegeket figyelembe véve a testméretekhez viszonyítva leghatékonyabb reprodukciós hatékonyság, amit a virágzat tömörsége jól jelez, ezen erősen átmeneti vegetációs egységekben feltételezhető.

További vizsgálatok tárgyát képezi a már feldolgozott zsombói és bordányi állományok összehasonlító analízise, továbbá az *Orchis coriophora* délebbre fekvő, értékesebb élőhelyeken történő hasonló felvételezése. A későbbiekben a kutatások egyéb, esetleg növekedési formaváltással is járó mértékű fenotipikus plaszticitást mutató fajokra is kiterjednek. A nem védettek esetében lehetőség van további morfológiai és szövettani paraméterek ex situ mérésére.

A témában elkészült publikáció

Bagi I.-Kovács G.: Az *Orchis x timbalii* Velen. előfordulása Bordány mellett. *Kitaibelia*, 1998. 3. 2. 371.

Homoki gyeppek kisleptekű regenerálódásának vizsgálata

Elintézési helyek és módszerek

Bugacon, egy több évtizede nem legeltetett, enyhén dűcsés homokpuszta darabon 1992–1993. élen 8 db „*Stipa*” és „*ablat*” nyitottunk különböző vegetációi és kontextusú helyekre, illetve homok) kiásásával, és az alsó réteg földre helyezésével propagulummentes területet teremtettünk. A növények helyettesítését 1994. évi június 1-ig fejeztük, valamint a kiásott kvadrátok körül 4–6 db, 1 m²-es területen készítettünk ökológiai felvételeket minden évben.

IV. rész

Regeneráció és szukcesszió

A mintavételezési helyek:

1. *Molinia hungarica* (MOHU)
2. *Stipa borysthenica* (STBO)
3. *Carex riparica* (CAU)
4. *Festuca rupicola* (FRKU)
5. *Festuca vaginata* (FVA)
6. *Stipa capillata* (STCA)
7. *Festuca pseudovina* (FAPS)
8. *Festuca pseudovina*–*Koeleria cristata* (FKKO)

Eredmények

A regeneráció folyamata nagyon különböző módon zajlott a különböző vegetációjú kvadrátokban, amelyekben a talajnedvesség átlaga is különböző volt. Különböző megtelepedési esélyeket teremtve az odakerülő propagulumok számára. Általában nem volt jellemző még az első években sem a regenerálódó kvadrátok gyomokkal való betelepülése. A természetes fajok hamar megjelennek és a zavarástól való relatív nagy aránya is csak átmenetileg bizonyos kvadrátokban volt megfigyelhető.

Az első gyors, már a harmadik évben szinte teljes regenerációt tapasztaltunk a FRKU és a FAPS mintavételezési helyeken. Itt a környező vegetációban gyakoriak a *Festuca rupicola* és *Festuca pseudovina* az 1995-től kezdődő csapadéko-

Homoki gyepek kisleptékű regenerálódásának vizsgálata

Mintavételi helyek és módszerek

Bugacon, egy több évtizede nem legeltetett, enyhén buckás homokpuszta darabon 1992–1993 telén 8 db, egyenként 1 m²-es „ablakot” nyitottunk különböző vegetációjú és kontextusú területeken: a talaj (illetve homok) kiásásával, és az alsó réteg felülre helyezésével propagulummentes területet létesítettünk. A növények betelepülését évente kétszer felvételeztük, valamint a kiásott kvadrátok körül 4-4 db, 1 m²-es területen készítettünk cönológiai felvételt minden alkalommal.

A mintavételi területeket az uralkodó fajjal jellemeztük:

1. *Molinia hungarica* (MOHU),
2. *Stipa borysthenica* (STBO),
3. *Carex liparicarpos* (CALI),
4. *Festuca rupicola* (FERU),
5. *Festuca vaginata* (FEVA),
6. *Stipa capillata* (STCA),
7. *Festuca pseudovina* (FEPS),
8. *Festuca pseudovina*-*Koeleria cristata* (FEKO).

Eredmények

A regeneráció folyamata nagyon különböző módon zajlott a különböző vegetációjú kvadrátokban, amelyekben a talajnedvesség értéke is különböző volt, különböző megtelepedési esélyeket teremtve az odakerülő propagulumok számára. Általában nem volt jellemző még az első években sem a regenerálódó kvadrátok gyomokkal való betelepülése. A természetes fajok hamar megjelentek, és a zavarástűrők relatíve nagy aránya is csak átmenetileg, bizonyos kvadrátokban volt megfigyelhető.

Igen gyors, már a harmadik évben szinte teljes regenerációt tapasztaltunk a FERU és a FEPS mintavételi helyeken. Itt a környező vegetációban gyepalkotó *Festuca rupicola* és *Festuca pseudovina* az 1995-től kezdődő csapadéko-

sabb periódusban sok magot hozott, és a csíranövények túlélése és fejlődése is megfelelő volt.

A MOHU, CALI és a FEKO mintavételi helyeken a borítási értékek a harmadik évben már szintén a környező vegetációhoz hasonló értéket értek el, de fajösszetételük erősen különbözött azokétól, a cönológiai hasonlóságuk igen alacsony volt. A *Molinia hungarica* által dominált élőhelyen például nyilvánvalónak látszik, hogy az aktuális vegetáció kialakulását a jelenlegitől különböző környezeti feltételek (elsősorban sokkal magasabb talajnedvesség-értékek) tették lehetővé. Jelenleg a kékperje túléléséhez megfelelőek az adottságok, de szaporodásához már nem.

A *Stipa* fajok dominálta két mintavételi hely regenerációja még az ötödik évben is alig indult el. Ezekben a mintavételi helyeken jellemző módon meglehetősen sok faj „próbálkozott”, de nagyon sokan sikertelenül, vagyis csak átmenetileg jelentek meg (pl. *Erodium cicutarium*, *Echium vulgare*, *Viola kitaibeliana*, *Corispermum nitidum*, *Euphorbia seguieriana* stb.). A *Stipa capillata* egyáltalán nem, a *Stipa borysthénicaból* pedig csak 1-2 fiatal tő jelent meg.

A talaj felszínén elterülő klonális növekedésű növények, mint a *Potentilla arenaria* és a *Thymus degenianus* több helyen is képesek voltak befedni a hiányzó domináns fűfaj helyét.

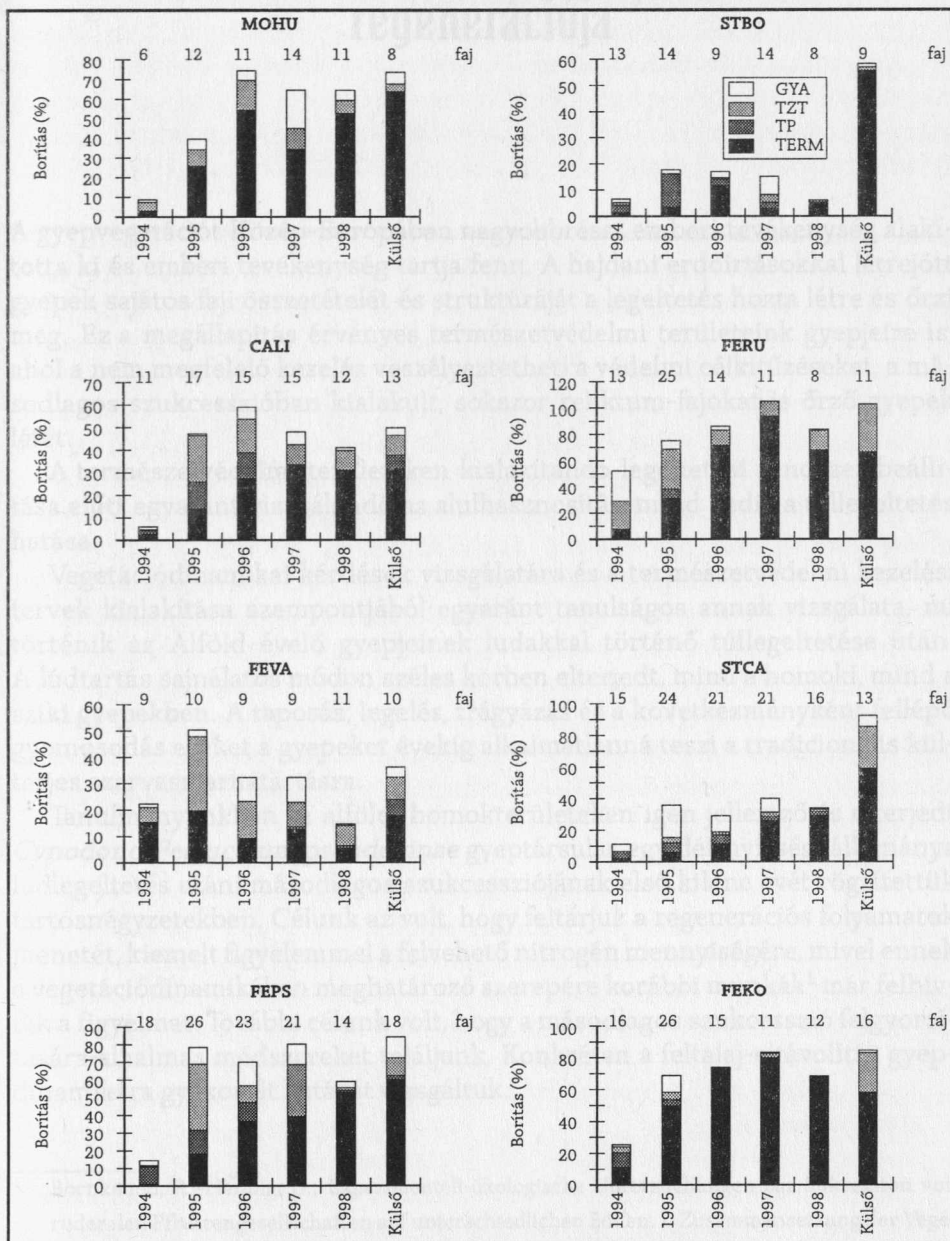
A *Festuca vaginata* állományban a külső kvadrátokban is pusztult a magyar csenkesz, és a *Secale silvestris* foglalta el a helyét. Feltehetőleg az aszály a magyar csenkeszt is megviselte. A regenerálódó kvadrátban csak az utolsó két évben kezdett a borítása növekedni.

A regenerálódó kvadrátok fajszáma már a második évben elérte a környező vegetációra jellemző fajszámot, majd a harmadik, negyedik évben azt meg is haladta, azonban tartósan csak kevés faj tudott megtelepedni (lásd 1. ábra).

A vizsgált vegetációtípusok közül csak azok tudtak viszonylag gyorsan regenerálódni, ahol az aktuális domináns faj számára megfelelőek voltak a megtelepedési adottságok, például szárazságtűrő faj buckaközi pozícióban. A mintavételi helyek nagyobb részén azonban az aktuális domináns faj 5 év alatt nem tudott számottevő mértékben megtelepedni, a kialakult növényegyüttes nem hasonlít a környező vegetációra, és meglehetősen labilisnak tűnik. Tehát a természetes vegetáció növényközösségeinek rezilienciája ilyen értelemben alacsonynak tekinthető. Ennek oka lehet a régióra jellemző drasztikus kiszáradás, ami a talajvíz szintjének többméteres csökkenését okozza. Feltételezhető, hogy a Duna-Tisza közén a természetes vegetáció a szárazodás miatt még akkor is súlyosan veszélyeztetett, ha a degradáció jelei még nem szembetűnőek.

1. ábra

A nyolc különböző vegetációjú területen létesített regenerálódó kvadrátok betelepülése a fajcsoportok feltüntetésével



Az utolsó oszlop a környező vegetáció átlagos értékeit mutatja. GYA: gyomok és adventív fajok, TZT: természetes zavarástűrők, TERM: természetes fajok Borhidi A. (1993) szerint.

Túllegeltetett nyírségi homoki gyepek regenerációja

A gyepevegetációt Közép-Európában nagyjából emberi tevékenység alakította ki és emberi tevékenység tartja fenn. A hajdani erdőirtásokkal létrejött gyepek sajátos faji összetételét és struktúráját a legeltetés hozta létre és őrzi meg. Ez a megállapítás érvényes természetvédelmi területeink gyepeire is, ahol a nem megfelelő kezelés veszélyeztetheti a védelmi célkitűzéseket, a másodlagos szukcesszióban kialakult, sokszor reliktum-fajokat is őrző gyepek létét.

A természetvédelmi területeken kialakítandó legeltetési rendszer beállítása előtt egyaránt vizsgálandó az alulhasznosítás, mind pedig a túllegeltetés hatása.

Vegetációdinamikai kérdések vizsgálatára és a természetvédelmi kezelési tervek kialakítása szempontjából egyaránt tanulságos annak vizsgálata, mi történik az Alföld évelő gyepeinek ludakkal történő túllegeltetése után. A lúdtartás sajnálatos módon széles körben elterjedt, mind a homoki, mind a sziki gyepekben. A taposás, legelés, trágyázás és a következményként fellépő gyomosodás ezeket a gyepeket évekig alkalmatlanná teszi a tradicionális kiterjeszteszárvasmarhatartásra.

Tanulmányunkban az alföldi homokterületeken igen jellemző és elterjedt *Cynodono-Festucetum pseudovinae* gyeptársulás egy dél-nyírségi állománya lúdlegeltetés utáni másodlagos szukcessziójának első kilenc évét rögzítettük tartósnégyzetekben. Célunk az volt, hogy feltárjuk a regenerációs folyamatok menetét, kiemelt figyelemmel a felvehető nitrogén mennyiségére, mivel ennek a vegetációdinamikában meghatározó szerepére korábbi munkák¹ már felhívták a figyelmet. További célunk volt, hogy a másodlagos szukcesszió felgyorsítására alkalmas módszereket találjunk. Konkrétan a feltalaj-eltávolítás gyepe-dinamikára gyakorolt hatását vizsgáltuk.

¹ Bornkamm, R.-Hennig, U.: Experimentell-ökologische Untersuchungen zur Sukzession von ruderalen Pflanzengesellschaften auf unterschiedlichen Böden. I. Zusammensetzung der Vegetation. *Flora*, 1982. 172. 267–316.; Schmidt, W.: An experimental study of old-field succession in relation to different environmental factors. *Vegetatio*, 1988. 77. 103–114.

Adataink egy egykori *Cynodonto-Festucetum pseudovinae* gyeptársuláson létesített lúdtelep területéről származnak, amelyet 1989-ben számoltak fel. A mintaterület a dél-nyírségi Vámspércs község határában, 3 m relatív magasságú homokbuckán található. A területen a lúdtartás kezdete előtt és megszűnte után a vegetációs periódusban (áprilistól októberig) extenzív szarvasmarha-legeltetés folyt. A mintaterület feltalaja kalciummentes, mérsékelt savanyú, laza homok (pH: 4,1–5,8, AK: 30), alacsony (< 1%) humusz-tartalommal.

A monitorozás tartós kvadrátokban történt 1990 és 1998 között. Négy mintanégyzetet jelöltünk ki az első évben megjelenő növényzet jellegének megfelelően: A – lúdrágyával fedett, túlélő évelők nélküli, B – lúdrágyával fedett, túlélő évelőkkel, C – trágya nélküli lecsupaszított felszín, D – hasonló az A-hoz, de a felső 5 cm-es talajréteget a trágyával együtt 1990 tavaszán eltávolítottuk. 1995-ben kijelölt kontrollterületünk – E négyzet – ugyanazon bucka ludakkal nem túllegeltetett területén található. Az évenkénti három felvételezés (április, június, szeptember) során kvadrátonként becsültük az edényes növények százalékos borítását. Jelen dolgozatban a nyári felmérések adatai szerepelnek.

A fajok életforma megoszlását Soó R.² és Ujvárosi M.³ a borítással súlyozott N értékekét Ellenberg et. al.⁴ és Borhidi A.⁵ munkái nyomán számítottuk ki.

A kvadrátokból évente egyszer, a tavaszi felméréskor a felső 10 cm-es rétegből tízszeres ismétlésben vettünk talajmintát a kémiai analízisekhez. A könnyen felvehető nitrogénformák (NO₃-N, NO₂-N, NH₄-N ppm) mennyiségi meghatározását a Hajdú-Bihar Megyei Növény-egészségügyi és Talajvédelmi Állomás akkreditált laboratóriuma 5–10%-os relatív hibahatár pontossággal végezte.

Eredmények

Valamennyi túllegelt mintaterületen megfigyelhető trend volt az egyéves (Th) fajok jelentőségének csökkenése. Először a nyári (T4: *Amaranthus spp.*, *Eriogon canadensis*), aztán az áttelelő egyévesek (T2: *Descurainia sophia*, *Bro-*

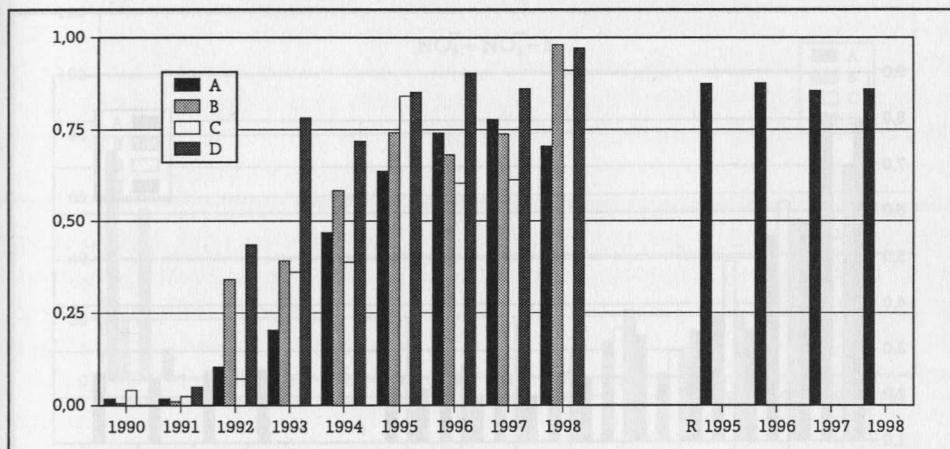
² Soó R.: *A magyar flóra és vegetáció rendszertani-növényföldrajzi kézikönyve VI.* Budapest, 1980, Akadémiai Kiadó.

³ Ujvárosi M.: *Gyomnövények.* Budapest, 1973, Mezőgazdasági Kiadó.

⁴ Ellenberg, H. – Weber, H. E. – Düll, R. – Wirth, W. – Paulissen, D.: *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Scripta Geobotanica*, 1991. 18., Goltze Verlag, Göttingen.

⁵ Borhidi A.: Social behaviour types, the naturalness and relative ecological indicator values of the higher plants of the Hungarian Flora. *Acta Bot. Hung.*, 1995. 39. 97–182.

**Az élő (hemikripto- és geofiton) fajok részaránya
a túllegelt mintanegyzetekben a lúdtartást követő kilenc évben,
illetve 1995-től a referenciaállományban**



mus tectorum) borításértékei csökkentek. Ezzel párhuzamosan a gyorsabb vegetatív szaporodásra képes élő fajok (H, G) terjedése volt megfigyelhető (G1: *Poa angustifolia*, *Cynodon dactylon*, *Carex stenophylla*, H5: *Potentilla argentea*) (lásd 1. ábra).

A regenerációs szukcesszió első szakaszát nagy N-értékű fajok (*Chenopodium album*, *Portulaca oleracea*) jellemezték, míg a későbbi évek fajösszetétele már nitrogénben szegényebb talajt jelzett (*Apera spica-venti*, *Rumex acetosella*, *Potentilla argentea*). Az N-értékek előfordulási gyakoriságának változását a szukcesszió első 5 évének adatai alapján a közelmúltban elemeztük.⁶ A vegetációminták borítással súlyozott N-értékei az eloszlásokhoz hasonlóan a talaj nitrogéntartalmának csökkenését indikálták (lásd 2. ábra).

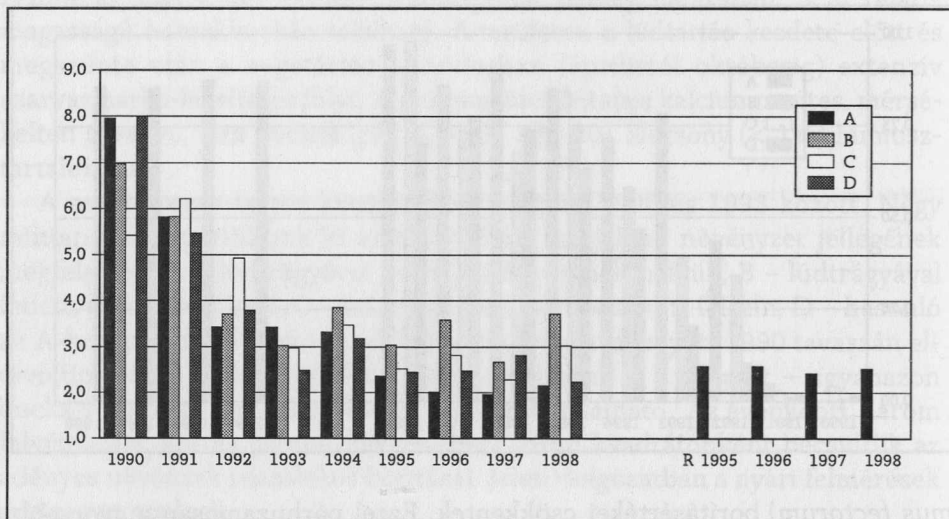
A talajminták elemzése alátámasztotta a növények jelezte változásokat. A felső talajrétegben a felvehető nitrogén mennyisége feltűnően gyors csökkenést mutatott. A nitrogénformák nagy része az első két évben kimosódott ($\text{NO}_3 + \text{NO}_2\text{-N}$ 1990: 20–75 ppm, 1995–98: 0,4–0,7 ppm; $\text{NH}_4\text{-N}$ 1990: 40–110 ppm, 1995–98 5–15 ppm) (lásd 3. ábra). A növények N-indikációja és a felső talajréteg nitrogénformáinak koncentrációja közötti összefüggést korábban Matus G. és Tóthmérész B.⁷ közölték.

⁶ Matus G.: Distribution of species attributes in secondary succession of an overgrazed pasture in East-Hungary. *Acta Botanica Hungarica*, 1998. 40. 1–2.

⁷ Matus G.–Tóthmérész B.: Correlation of indicator values with climatic and soil data in a ruderal succession. *Abstracta Botanica*, 1994. 18. 1. 7–12.

2. ábra

Borítással súlyozott N-értékek változása 1990 és 1998 között a túllegelt négyzetekben és 1995-től a kontrollnégyzetben



Az életforma spektrum és a súlyozott N-értékek csak a szekunder szukcesszió ötödik-hatodik évéig tértek el a kontrollnégyzet értékeitől. A mérsékeltén bolygatott, nem trágyázott C négyzet és a feltalaj eltávolítással kezelt D négyzet vegetációja a referenciaállományhoz már közelebb jutott. Az erősen trágyázott és nem kezelt A és B négyzetek fajösszetétele közel egy évtized után még mindig erősen elkülönült a C és D négyzetektől és a kontrollterülettől egyaránt.

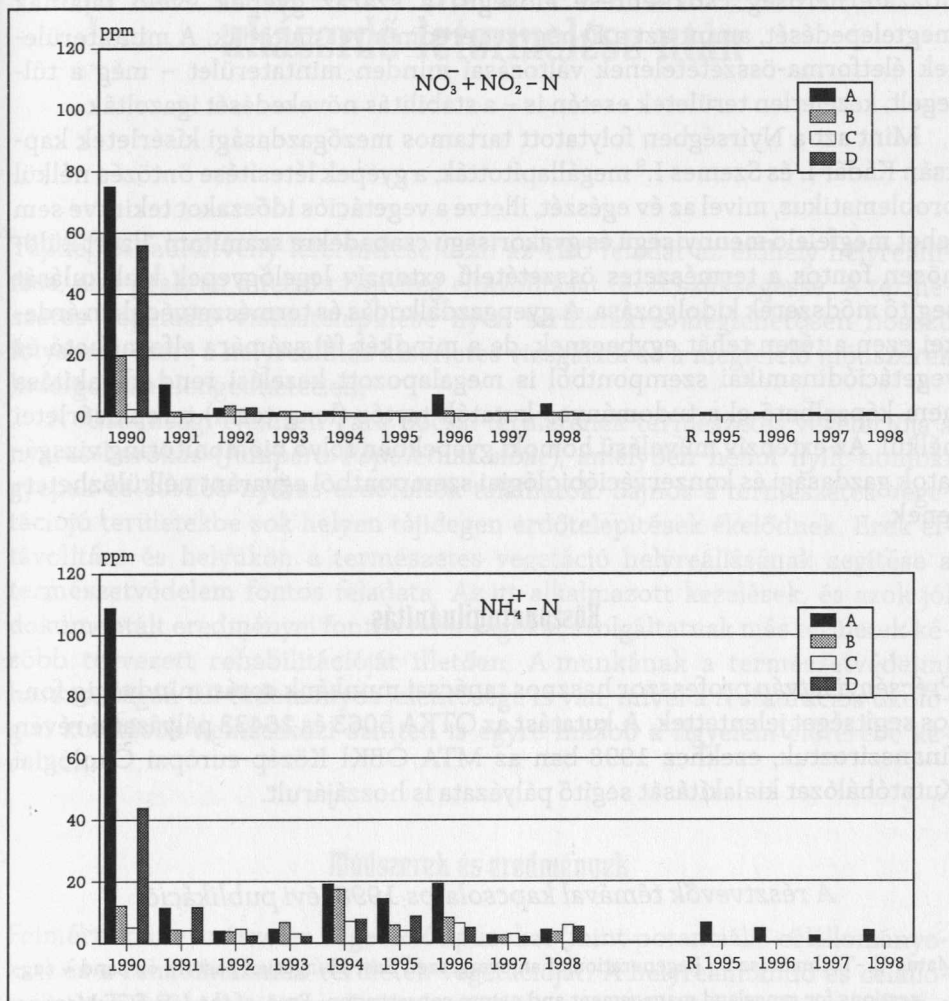
Diszkusszió

A lúdlegeltetés az alföldi szárazgyepek drasztikus bolygatásához vezet, következményei mind a természetvédelmi, mind pedig a gyepgazdálkodási törekvéseket komolyan veszélyeztetik. Egyfelől igaz, hogy a nitrogénformák feltalajból történő kimosódása viszonylag gyors. Sebessége Kádár I. és Szenes I.⁸ műtrágyázási terepkísérletei alapján akár 1 m/év-re is tehető. Ugyanakkor megfigyeléseink szerint a nem kezelt négyzetek florisztikai összetétele és do-

⁸ Kádár I.-Szenes I.: A nyírlugosi tartamkísérlet 30 éve (Lessons learned from a 30 year old field trial in Hungary; Fertilization and liming on acid sandy soil at Nyírség). Budapest, 1994, MTA TAKI.

3. ábra

**A könnyen felvehető nitrogénformák koncentrációjának változása
a feltalajból áprilisban vett minták alapján**



minancia-viszonyai még kilenc esztendő után is jelentősen különböztek a kontrollterületekétől. A spontán regeneráció tartama az egy évtizedet jóval meghaladja, de sebessége feltalaj-eltávolítással gyorsítható. Szabad felszínnek létrehozása révén ez a módszer elősegíti a környező természetes vegetáció fajainak kolonizációját is.

A talajminták és az Ellenberg-Borhidi-féle indikátorértékek elemzése azt mutatta, hogy a szukcesszióban a növényzet számára könnyen felvehető nitrogén mennyisége döntő tényező. A feltalaj eltávolítása az egyik lehetséges

módszer a nitrogéntöbblet gyors csökkentésére. A rendszeresen végzett kaszálás – a talajtípus tápanyag-raktározó kapacitásától függő mértékben – hasonlóan alkalmas mód lehet a gyepregenerálódás felgyorsítására. A nitrogén-hozzáférhetőség csökkentése elősegíti a száraz gyepek élő fajainak megtelepedését, amint azt a D négyzet eredményei mutatják. A mintaterületek életforma-összetételének változásai minden mintaterület – még a túllegelt, kezeletlen területek esetén is – a stabilitás növekedését igazolták.

Mint azt a Nyírségben folytatott tartamos mezőgazdasági kísérletek kapcsán Kádár I. és Szemes I.⁹ megállapították, a gyepek létesítése öntözés nélkül problematikus, mivel az év egészét, illetve a vegetációs időszakot tekintve sem lehet megfelelő mennyiségű és gyakoriságú csapadékra számítani. Ezért különösen fontos a természetes összetételű extenzív legelőgyepek kialakulását segítő módszerek kidolgozása. A gyepegzdkódás és természetvédelem érdekei ezen a téren tehát egybeesnek, de a mindkét fél számára elfogadható és vegetációdinamikai szempontból is megalapozott kezelési rend kialakítása nem képzelhető el a tudományos kutatók tartós (long-term) terepkísérletei nélkül. Az extenzív művelésű homoki gyepekben folyó biomonitoring vizsgálatok gazdasági és konzervációbiológiai szempontból egyaránt nélkülözhetetlenek.

Köszönetnyilvánítás

Précsényi István professzor hasznos tanácsai munkánk során mindvégig fontos segítséget jelentettek. A kutatást az OTKA 5063 és 26433 pályázatai révén finanszíroztuk, ezekhez 1998-ban az MTA ÖBKI Közép-európai Ökológiai Kutatóhálózat kialakítását segítő pályázata is hozzájárult.

A résztvevők témával kapcsolatos 1998. évi publikációi

- Matus G.–Tóthmérész B.: Regeneration of an overgrazed East-Hungarian pasture on sand – suggestions for rangeland management and nature conservation. *Proc. of the 17th EGF Meeting, Grassland Science in Europe*, 1998. 3. 469–472.
- Matus G.: Distribution of species attributes in secondary succession of an overgrazed pasture in East-Hungary. *Acta Botanica Hungarica*, 1998. 40. 1–2.
- Tóthmérész B.: Mintázatok és folyamatok kapcsolata degradációs és szukcessziós jelenségek kapcsán. *Szegedi Ökológiai Napok '98: Mintázat és háttérmechanizmus a szünbiológiában*, 1998.

⁹ Kádár I.–Szemes I.: i. m.

Nyáras borókás gyepek helyreállítása akácerdő letermelése után

Tájidegen faültetvény letermelése után az első feladat az élőhely helyreállítása, ami gyakran a felső talajréteg eltávolítását teszi szükségessé. A természetes vegetáció visszatelepülése ilyen területekre meglehetősen hosszú folyamat, ezért a helyreállítás kísérletes vizsgálata és a megfelelő módszerek kidolgozása elengedhetetlen.

A Kiskunsági Nemzeti Park bócsai területének természetes vegetációja a nyáras-borókás (*Junipero-Populetum albae*), amelyben néhol nyílt homoki gyepek és sűrűbb nyáras erdőfoltok találhatók. Sajnos a természetes vegetációjú területekbe sok helyen tájidegen erdőtelepítések ékelődnek. Ezek eltávolítása és helyükön a természetes vegetáció helyreállításának segítése a természetvédelem fontos feladata. Az itt alkalmazott kezelések, és azok jól dokumentált eredményei fontos tanulságokat szolgáltatnak más területek később tervezett rehabilitációját illetően. A munkának a természetvédelmi hasznosságán túl tudományos jelentősége is van, mivel a restaurációs ökológiai kutatások nemzetközi szinten is egyre inkább a figyelem előterébe kerülnek.

Módszerek és eredmények

Felmértük a természetes vegetációtípusokat (mint potenciális célállományokat) és a rehabilitálandó területek vegetációját. A helyreállítandó és célállomány-területek talaját analizáltuk, kijelölt mintavételi helyeken zoológiai monitorozást végeztünk. Kutattuk a lehetőségét annak, hogyan lehetne elősegíteni a természetes vegetáció visszatelepülését a jellemző fajok magról való szaporításával.

1. Talajtani vizsgálatok. A kutatási területen a vegetáció alapján négy mintavételi helyet jelöltünk ki: akácost, borókást, fehér nyárust és fenyvest. Megmértük a talaj pH-értékét, nitrogén- és szervesanyag-tartalmát. A fehér nyáras talaja magas szén- és nitrogéntartalmával jelentősen elkülöníthető a többi területtől. Az akácos talajának is magasabb a nitrogén- és szervesanyag-tartalma. A borókás talaja volt a legszegényebb a mért paraméterek tekintetében.

A fenyves nagyobb hasonlóságot mutatott a borókás részekkel, mint az akácos. A vizsgált talajtulajdonságok alapján a telepített fenyvesek letermelés után alkalmasabbak lehetnek a borókás helyreállítására. A talaj magas nitrogén- és szervesanyag-tartalma kedvez az adventív növényfajok betelepülésének is, ennek ellenére a természetes, sarj eredetű hazai fehér nyárasban nem találtuk meg ezeket a fajokat. Ennek alapján természetvédelmi szempontból előnyös lehet ilyen erdők telepítése az akácosok helyére, a telepítés sikerességét a talajtulajdonságok valószínűsítik.

2. Homoki gyepek jellemző fajainak magról való szaporítása. A kísérlet során a gyepalkotó fűfajok közül *Festuca vaginata* és *Koeleria glauca*, a jellemző magas természeti értékű, védett kétszikű fajok közül *Alkanna tinctoria*, *Colchicum arenarium*, *Dianthus serotinus*, *Fumana procumbens*, *Onosma arenaria*, *Stipa borysthena* helyszínen gyűjtött propagulumaival való szaporítását kíséreltük meg a bócsai kutatási területen (in situ) és a JATE fűvészkertben (ex situ). Csaknem minden fajnál eredményes csírázást tapasztaltunk, csak a *Colchicum arenarium* nem kelt ki. Általánosan megállapítható, hogy ex situ körülmények között a csírázási és túlélési arányok nagyobbak voltak, valamint a növények hamarabb csíráztak. Ennek a folyamatos öntözés volt az oka. Az akácos és a fenyves talaján a csíranövények száma nagyobb, mint a természetes gypén (kivéve az *Onosma arenaria*-t, ahol ez kisebb). A telepített erdő talaja kedvezőbb, mint a nyílt homoki gypé (magasabb nitrogén- és szervesanyag-tartalom) azonban a gyomosodás is intenzívebb. Ez leginkább az akácos talaján jellemző, ezért a rehabilitáció szempontjából a fenyves tűnik a kedvezőbbnek. A gyepalkotó fűfajoknál különböző sűrűségekből vetve próbáltuk kikísérletezni a természetes gypre jellemző egyedsűrűséget. A *Festuca vaginata* esetében még a legkisebb sűrűség (4g/m^2) is több csíranövényt produkált, mint ami jellemző egy természetes gypben, a *Koeleria glauca*-nál a 4g/m^2 mennyiségű vetett propagulum közelíti a természetes egyedsűrűséget az első éves túlélések figyelembevételével. A rehabilitáció ilyen módja kivitelezhető, de a gyakorlati megvalósításhoz technológiai és gazdasági megfontolások szükségesek.

3. Zoológiai monitorozás. A rehabilitálandó területen, valamint a környező természetes élőhelyeken a rovarfauna monitorozását is elvégeztük. Az epigeikus rovarfauna begyűjtésére a $10 \times 10\text{ m}$ -es mintavételi területeken 9-9 db (3×3) Barber-csapdát helyeztünk ki. A repülő-ugró rovarok mintavételezését 16 cm átmérőjű tálakkal végeztük, mintavételi területenként $10\text{-}10$ tálcsapdával.

A gyűjtött kabócaanyagból kiválasztható néhány karakterfaj, melyek nagyobb egyedszámban kerültek elő a csapdákból, és jól mutatják a kezelt és kezeletlen, természetközeli élőhelyek közti különbségeket. Ezen kiemelt fajok hosszú távú monitorozásával, a degradált területek várt irányú, természetközelivé válása nyomon követhető volna.

A hangyaközösségekre az erős diszturbacia hatása kb. egy év elteltével jelentkezik. Míg az akácos letermelése utáni első évben általában nagy fajsza-
m jellemezte ezeket a területeket, addig a következő évben csak 4-5 fajt találtunk
ugyanazokon a mintavételi helyeken. A letermelt területeken megmaradó
fajok egyedszámmértékei is lecsökkentek. Ez a változás leginkább az erdei fajo-
kat érintette, hiszen két év alatt szinte teljesen eltűntek a letermelt részokról.
A másodlagos szukcesszió beindulásának egyértelmű jeleit is ebben az évben
észleltük.

A vizsgált területekről a kutatások eddigi első két éve alatt öt dominánsnak
nevezhető *Lycosidae* faj került elő. Az egyes területek közösségei közötti
különbségek jórészt e domináns fajok eltérő preferenciaviszonyai alapján ma-
gyarázhatók. A vizsgálati eredmények igazolni látszanak a farkaspókok indi-
kációs érzékenységeire vonatkozó ismereteket. A fajok preferencia-tolerancia
viszonyai nem annyira a mintavételi helyek vegetációs összetételére, mint
inkább a vegetáció struktúrájára vonatkoznak. Az elterjedés kérdésében ösz-
szefüggés fedezhető fel három, szerkezetileg eltérő jellegű csoport, a nyáras
területek, a nyílt *Festucas* részek, illetve a telepített vegetációjú akác- és fenyő-
erdők között. Utóbbiakra jellemző, hogy *Lycosidae* közösségeik elemeikben
megtalálhatók a másik két csoportban, csupán külön-külön.

Szekunder szukcessziós változások kutatása különös tekintettel az emberi tevékenység felhagyása utáni állapotváltozásokra és az ökológiai rekonstrukcióra

Az emberi és a természeti tevékenység egyaránt alapvető hatással van a növényzetre. A növényzet reakciója degradációs és szukcessziós folyamatok formájában jelentkezik. Degradációs folyamatok lépnek fel, amikor a növényzetet ért hatás olyan erős vagy olyan tartósan jelentkezik, hogy maradandó leromlási folyamatok indulnak el. A szekunder szukcessziós folyamatok éppen az ellenkező trendet képviselik. Szekunder szukcesszióról beszélünk akkor, ha a növényzetet nagy területen érte káros hatás, és itt indul meg a szukcessziós folyamat. Ezzel a folyamattal közeli rokonságban állnak a regenerációs folyamatok. Amennyiben egy nagyobb növényzeti állományban kisebb részeken keletkezik károsodás, és itt indul meg egy mikroléptékű szekunder szukcesszió, akkor regenerációról szokás beszélni. Napjainkban a humán társadalom tevékenysége olyan mértékű, hogy a degradációs, szukcessziós és a regenerációs folyamatok tanulmányozásának gyakorlati szempontból is meghatározó a jelentősége.

A szukcessziós, szekunder szukcessziós és regenerációs folyamatok kutatásának hosszú hagyománya van a magyar botanikai iskolában. Nem adunk történeti áttekintést a témáról; ez megtalálható *Fekete Gábor* kiváló könyvében.¹ A továbbiakban a terepvizsgálatok eredményeinek bemutatására helyezük a hangsúlyt.

Az emberi tevékenység hatása alá eső növényzeti típusokhoz, köztük a gyomvegetációhoz sok kutatás kapcsolódik.² Elméleti oldalról ennek az az

¹ Fekete G.: A teresztis vegetáció szukcessziója: elméletek, modellek, valóság. In Fekete G. (szerk.): *A cönológiai szukcesszió kérdései*. Budapest, 1985, Akadémiai Kiadó, 31–64.

² Bartha S.: Spatial processes in developing plant communities: pattern formation detected using information theory. In Krahulec, F.–Agnew, A. D. Q.–Agnew, S.–Willems, J. H. (eds.): *Spatial processes in plant communities*. The Hague, 1990, Academia, Prague and SPB Academic Publishing, 31–47.; Bartha S.: *Gyomnövényközösségek szünmorfogenezise külszíni szénbánya*

oka, hogy a rövid generációs idejű fajokból álló közösségek ideális kutatási objektumok. Másrészt a degradált növényegyüttesek elterjedtsége és gyakorlati kihívások, a mezőgazdaság tradicionális érdekeltsége és közegészségügyi szempontok is indokolják ezeknek a kutatásoknak a fontosságát.

Szubmontán bükkös tarvágása utáni folyamatok

A „Rejtek-project” kutatási program keretében sekély talajú, karsztosodott mészkő alapkőzetű bükkös erdő (*Melitti-Fagetum*) tarvágása után zajló szekunder szukcessziós változások vizsgálata folyik. A kutatások 1980-ban indultak a még lábon álló erdőben. A tarvágás 1981 januárjában történt.³ Az elemzések a terület három tipikus részén (plató, ÉK-i, ill. DK-i lejtők) permanens kvadrátos módszerrel történtek.

A vizsgálati terület az Északi-Magyar-középhegység Bükk hegységi részében a Hór-völgy, a Balla-völgy, valamint a Miskolc-Eger műút között elterülő rögökre darabolódott, karsztosodó mészkőterületen van. Területe kb. 15 ha, amiből mintegy 4,3 ha nagyságú területen kísérleti célú tarvágásos fakitermelés történt 1981 januárjában. A kutatásra kiválasztott hegyvonulat magassága 500–550 m. Gerincvonala ÉK–DNY-i irányú; egy ÉK-i és egy DNY-i völgy határolja. Alapkőzete karsztosodott triász korú mészkő. A területre általánosan jellemző a mészkő alapkőzet gyakori felszínre bukkanása, de a plató DNY-i szegélyén ez különösen nagy mértékű. A mészkő alapkőzet nagymértékben befolyásolja és alapvetően meghatározza a talajképződési folyamatokat és ennek következtében a területen előforduló talajokat is. Legnagyobb mennyiségben a litomorf erdőtalajok fő típusába tartozó sekély rendzina talaj fordul elő, melyre jellemző, hogy gyengén savanyú kémhatású és szerves anyagban gazdag. Azokon a területeken, ahol az alapkőzet a felszínre bukkan, sziklás, köves váztalaj fordul elő. A lejtők aljában és a két völgy mentén rendzina eredetű lejtőhordalék-talaj alakult ki. A terület évi átlagos középhőmérséklete 6–8 °C. A csapadék átlagos mennyisége 700–800 mm évente. A DNY-i völgyben időszakos, az ÉK-i völgyben pedig állandó vízfolyás található, amelyet a Rejtek-forrás táplál. A területet tarvágás előtt összefüggő, kb. 100–120 éves erdő borította. A zonális szubmontán bükkös (*Melitti-Fagetum*) két szub-

meddőhányóin. Kandidátusi értekezés. 1992, Vácrátót; Virágh K.: Vegetation dynamics induced by some herbicides in a perennial grassland community. I. *Acta Bot. Acad. Sci. Hung.*, 1982. 28. 427–447.; Virágh K.: *Diszturbációt követő vegetációdinamizmus egy sztyeppetársulásban*. Kandidátusi értekezés. 1991, Vácrátót; Matus G.: *Pionír szekunder szukcessziók elemzése kelet-magyarországi homok- és lösztalajok gyomközösségein*. Kandidátusi értekezés. 1996.

³ Jakucs P.: Rejtek Project. Ecological researches for favourable regeneration of forests covering shallow soil derived from limestone in Hungary. *Acta Biologica Debrecina*, 1987. 19. 5–12.

asszociációja: a *Melitti-Fagetum asperuletosum* és a *Melitti-Fagetum melicetosum* fordult elő. A gerincek Ny-i szélein és a köves lejtőoldalakon a bükkös *Carpinusos* konszociációja, a legsziklásabb részeken pedig a *Tilio-Fraxinetum* társulás volt jellemző.

Szukcessziós dinamika

Sokváltozós módszerekkel kimutattuk, hogy a végbemenő változások szakaszokra oszthatók – a szukcessziós folyamat menetében jól kimutatható stádiumok ismerhetők fel. Az egyedszámokon, a fajlistákon és különféle texturális jellemzőkön alapuló clusterok egyaránt jól mutatják a szakaszokat.⁴ A szekunder szukcessziós folyamat mind bináris, mind kvantitatív adatok alapján jól elhatárolható szakaszokra osztható,⁵ amelyek ökológiai szempontból is jól interpretálhatók.

Diverzitási rendezések segítségével bizonyítottuk, hogy az egyes szakaszok diverzitásai rendezhetők, azaz a teljes dominanciaspektrumon összevetve a közösségeket mindig ugyanaz a közösség marad a diverzebb. Az első szakasz a legkisebb diverzitású, a második szakasz a legdiverzebb, míg a harmadik szakasz diverzitás szempontjából az első kettő között helyezkedik el. A harmadik szakaszon belül azonban az évek időnként nem rendezhetők; azaz a domináns fajokra az egyik, míg a ritka fajokra a másik év növényzete bizonyult diverzebbnek. Ezt úgy interpretálhatjuk, hogy a szekunder szukcesszió kezdeti szakaszának rendkívül gyors folyamatai lelassulnak, és a gyors, egyirányú folyamatok mellett többféle, többirányú és összetett változási tendenciák jelennek meg.⁶

Az I. transzszekt esetében az első 3 év (1980–82) tartozik az első szakaszhoz. A második szakaszhoz a 4–8 évek (1983–87), míg a harmadik szakaszhoz a 9-cel kezdődő évek (1988-tól). A fajösszetételen és az egyedszámokon alapuló elemzések igen hasonló eredményt adnak. A dominancia-diverzitás görbék jól mutatják, hogy az egyes stádiumokban mennyire eltérő volt a közösség szerkezete. Az első szakaszban az alacsony fajszám volt jellemző; a görbe is nagy meredekségű és közel lineáris. A középső szakaszra az volt a jellemző, hogy a fajszám rendkívüli mértékben megnőtt. A görbe is sokkal kevésbé

⁴ Tóthmérész B.: Secondary succession after clear-cutting of a beech forest (10 years study). 34th Conference of International Association for Vegetation Science: Mechanisms of Vegetation Dynamics, 1991.

⁵ Tóthmérész B.: Szekunder szukcessziós folyamatok elemzése cluster analízissel. *Botanikai Közlemények*, 1989. 76. 35–49.

⁶ Tóthmérész B.: *Diverzitási rendezések és térsorozatok*. Akadémiai doktori disszertáció. Debrecen, 1994.

meredek lefutású, mint az első szakaszban megjelenő közösségek esetén. Ez szintén a diverzitás növekedésére utaló jel. Ugyanakkor figyelemre méltó a ritka fajok viszonylag nagy száma. A harmadik szakaszra jellemző, hogy a fajszám kevesebb, mint a második szakaszban, ugyanakkor a görbe lefutásának meredeksége nem nő a középső szakaszhoz viszonyítva. A fajszámcsökkenést főként a ritka fajok eltűnése okozza. A diverzitási rendezésen alapuló eredmények igazolják a fenti megállapításokat. Az egyes szakaszokra jellemző közösségek diverzitásai rendezhetők; a teljes vizsgált skálatartományban legkisebb a diverzitás az első szakaszhoz tartozó közösségek esetében. A legmagasabb a diverzitás a második szakasz éveinek növényzete esetében, míg a harmadik szakasz éveinek növényzete diverzitás szempontjából az előző kettő között helyezkedik el.

A II. transzszekt esetén hasonló tendenciák figyelhetők meg. Az első szakaszba azonban az első négy év tartozik (1980–83). A második szakaszt az 5–7 évek (1984–86), míg a harmadik szakaszt a 8–évek (1987–től) képezik. A dominancia–diverzitás görbék az I. transzszektnél megfigyelt tendenciákat tükrözik. Az első, második és harmadik szakasz folyamatos fajszámnövekedést mutat és a görbe lefutásának meredeksége is csökken. Az utolsó, azaz a negyedik szakasz esetében a fajszám csökken és a görbe lefutásának meredeksége is nő. A diverzitás változásának ezt a tendenciáját egyértelműen megerősítik a diverzitási rendezés görbéi is.

A III. transzszektben észlelt változás tendenciái lényegében megfelelnek a másik két transzszektnél megfigyelttel, azonban van néhány apróbb különbség. Ennek legfőbb oka, hogy a *Carex brevicollis* gyepek kompetíciós viszonyai miatt erre a területre lényegesen kisebb mértékű volt a társulásidegen fajok betelepülése. A dominancia–diverzitás görbéken jól látható, hogy a korábbiakkal összevetve a változások kisebb fokúak. Ezt erősíti meg a diverzitásrendezés eredménye is. Az első szakaszhoz képest a második szakaszban nő a diverzitás, azonban a növekedés nem nagy mértékű. A görbék lefutása igen közeli egymáshoz, ami egyúttal azt is jelenti, hogy ezek a közösségek igen hasonló textúrájúak.

A fenti egyedszámokon alapuló tagolást erősítik meg a fajösszetétel, ill. bizonyos texturális jellemzők (diverzitás, egyenletesség, biomassa stb.) alapján végzett elemzések. A különbség mindössze az, hogy a fajösszetétel a leginkább konzervatív mutató, azaz ez változik a leglassabban. A legérzékenyebben a texturális jellemzők változnak, míg az egyedszámok köztes helyzetűek ebben a tekintetben.

Az első szakaszra a bükkös fajainak dominanciája, míg a második szakaszra a gyors és drasztikus változások voltak jellemzőek. A harmadik szakaszra számos szempontból az a jellemző, hogy a változások mérséklődtek, a korábbiakhoz képest a növényközösség stabilizálódott. Legszenbetűnőbb ebben a fázisban a *Rubus* fajok és az újlát egyre határozottabb térnyerése (*Fagus sil-*

vatica, *Carpinus betulus*, *Fraxinus excelsior*), valamint az, hogy a leginkább nitrofrekvens gyomok (*Urtica dioica*, *Cirsium*ok és *Carduus*ok) igen erőteljesen háttérbe szorultak. Egyedszám és borítás tekintetében a fűfélék jelentősen előretörték, bár ez a folyamat részben már az előző szakaszban elkezdődött. A változások sokkal inkább az egyes koalíciók arányainak eltolódásával és cseréjével írhatók le, mint az egyes fajokéval.⁷

A növényzet teljes mértékben záródott a területen és sűrűn fedi a talajt, ami az erózió lehetőségét nagymértékben csökkenti. Mindezek a folyamatok abba az irányba hatnak, hogy az újulat további erősödésével a cserjés össze fog záródni. A lejtő alján, a mélyebb talajú helyeken ennek már kézzelfogható jelei vannak. A terület más részein ez még néhány évet igénybe fog venni. Ha ez következik, akkor ökológiai szempontból egy teljesen új helyzet áll elő.

A III. transzszekt két lényegesen eltérő, élesen elkülönülő vegetációs foltot köt össze. Ezt jól mutatják az egyedszámadatok alapján készült clusterek. Ugyanilyen határozottan mutatja a váltást a diverzitás is; értéke a *Carex brevicollis* igen nagy dominanciával történő megjelenése miatt drasztikusan csökken. Kimutattuk, hogy a bükkös/hársas-kőrises határ a két vegetációtípus között több mint 10 évvel, a tarvágás után is fennmaradt. Ennek egyik döntő tényezője a szinte teljesen zárt *Carex brevicollis* gyepp, amely igen eredményesen akadályozza meg a gyomok és a társulásidegen fajok betelepülését. A hársas-kőrises helyén kialakult vegetáció igen „konzervatív”, lassan változik a növényzet. A transzszekt másik felének növényzete, amely az egykori bükkös területére esik lényegében ugyanolyan dinamikát mutat, mint az I. és a II. transzszekt növényzete.

Megvizsgáltuk, hogy a bükkös talajának magkészlete milyen szerepet játszik a tarvágás utáni növényzet kialakításában. Eredményeink azt mutatják, hogy a talaj magkészlete legerőteljesebben az első szekunder szukcessziós fázis növényzetére hasonlít, azonban a további fázisok fajainak magjai is jelen vannak. Az újulatot képező fafajok csírázóképes magjainak mennyisége igen erősen függött az előző év termésétől.⁸

⁷ Tóthmérész B.: i. m. (1991).

⁸ Kemény G.-Tóthmérész B.: A talaj magkészletének vizsgálata egy szubmontán bükkösben. II. Magyar Ökológus Kongresszus, Keszthely, 1991; Kemény G.-Tóthmérész B.: Seed bank of a beech forest's soil and its relation to secondary succession. 34th Conference of International Association for Vegetation Science: Mechanisms of Vegetation Dynamics, Eger, Hungary, 1991; Pelles G.-Tóthmérész B.: A Bükk hegységben ültetett fenyősavok gyomosodást elősegítő hatása. II. Magyar Ökológus Kongresszus, Keszthely, 1991.

Az újulat fejlődési dinamikája

Az újulat fejlettsége lényegesen eltér a három területen. Igen gyengén fejlett az újulat a DNy-i lejtőn, amelyet valamikor hársas-kőrises fedett. Egyedszámuk is igen kevés, és ami van, az is gyengén fejlett. Igaz, itt az újulat fajösszetétele egészen más, mint a két másik területen. Az újulat egyedszámát és fejlettségét tekintve is jobb a helyzet a platón. Azonban itt is nagy foltokban hiányzik az újulat, és ahol van, ott sem túlzottan sűrű. Mindenhol viszonylag alacsonyok, gyengén fejlettek az egyedek.

Az ÉK-i lejtőn sűrű és megfelelő növekedésű újulat van. A lejtőalj mélyebb talajú és nedvesebb talajfoltjaiban már záródott az újulat és átlagos magassága eléri a 190–280 cm-t is. Bizonyos helyeken a plató és az ÉK-i lejtő határán nagyobb kiterjedésű foltokban erős *Calamagrostis epigeios* invázió történt. Ezeken a helyeken igen csekély számú az újulat és fejlettsége sem éri el még azt a szintet sem, ami a platón lévő újulatnál észlelhető.

Az újulat egyedszámbeli eloszlása rendkívül szélsőséges eltéréseket mutat. A platón a *Fagus silvatica* egyedszáma mintegy a tizede az ÉK-i lejtőn lévőének. A *Carpinus betulus* azonos nagyságrendben fordul elő mindkét helyen; a lejtőn valamelyest nagyobb az egyedszám. A másik két fafajtól eltérően a *Fraxinus excelsior* a platón fordul elő lényegesen nagyobb egyedszámmal. Mintegy háromszor akkora az egyedek denzitása, mint a lejtőn.

Általános szukcessziókép

Vizsgálataink során az a kép alakult ki, hogy a szukcessziós folyamat bizonyos koalíciók arányeltolódásával és egymás után következésével írható le.⁹ Ez az elképzelés közvetlenül kapcsolatba hozható Juhász-Nagy P. szünmorfogenezisre vonatkozó elképzelésével.¹⁰ Az általunk vizsgált szekunder szukcessziós folyamat egyes szakaszaihoz egy-egy domináns koalíció/guild rendelhető. A tarvágás utáni igen rövid periódust a bükkös lágy szárú fajainak dominanciája jellemzi. A második szakaszt elsősorban a nitrofrekvens gyomok uralják, míg a harmadik szakaszra egyértelműen a *Rubus* fajok, ill. a bükkös fásszárú újulatának a dominanciája jellemző. Érdekes jelenség volt a szukcesszió 5–7. éve környékén a nagyszámú fűfaj megjelenése. A fűfélék egy meghatározott forráshasznosítási stratégiát képviselnek, ám nem nyerhettek

⁹ Tóthmérész B.: i. m. (1994); Tóthmérész B.: *Niche-elméleti modellek és szekunder szukcessziós folyamatok*. Kandidátusi disszertáció. 1987.

¹⁰ Juhász-Nagy P.: A cönológia koegzisztenciális szerkezeteinek modellezése. Akadémiai doktori értekezés, Budapest, 1980.; Juhász-Nagy P.: Bevezetés a szündinamikába. In Fekete G.: *A cönológiai szukcesszió kérdései*. Budapest, 1985, Akadémiai Kiadó.

teret az irtás körülményei között. Nagy valószínűséggel, ez egy elágazási pontja a szukcessziós folyamatnak. Ha jelen lett volna a humán beavatkozás (pl. kaszálás formájában), akkor egy hegyi kaszálórét kialakulása irányába ment volna el a folyamat. Mivel ez nem történt meg, így ez a koalíció nem tudott teret nyerni a *Rubus* és *Rosa* fajokkal, ill. a fás szárú újulat fajaival szemben. Elmondhatjuk, hogy az általunk vizsgált szekunder szukcessziós folyamat néhány vonásában megfelel a klasszikus elképzeléseknek, ugyanakkor számos más vonatkozásban a Fekete Gábor által vizsgált extrazonális szukcessziósorozatok jellemzőit mutatja.¹¹ A fenti problémák kvantifikálása egyben az eddigiektől eltérő, lényegesen új módszerek kifejlesztését is igényelte és igényli.¹²

A kutatás eredményeihez kapcsolódó publikációk listája

- Tóthmérész B.: Diversity characterizations. In Zemplényi A. (ed.): *Statistics at Universities: Its Impact for Society*. Budapest, 1997, Eötvös Univ. Press, 107–113.
- Tóthmérész B.: New Trends in Measuring Diversity. In Tóth E. – Horváth R. (eds.): *Research, Conservation, Management*. 1997, ANP Directorate, 169–175.
- Tóthmérész B.: *Diverzitási rendezések*. Budapest, 1997, Scientia Kiadó.
- Tóthmérész B.: Scale-Dependent Diversity Characterizations. *IAVS Symposium*, 1997, Česke Budejovice.
- Tóthmérész B.–Erdei Zs.: Multispecies Spatial Point Patterns. *IAVS Symposium*, 1997, Česke Budejovice.
- Tóthmérész B.: DivOrd: Scale-dependent Diversity Comparisons for Communities. *IAVS Symposium*, 1997, Česke Budejovice.
- Erdei Zs.–Tóthmérész B.: MULTI-PATTERN: Pattern analysis for multispecies communities. *IAVS Symposium*, 1997, Česke Budejovice.
- Tóthmérész B.: Diverzitás: A kibontakozó jövőkép. IV. Magyar Ökológus Kongresszus, 1997, Pécs.

¹¹ Fekete G.: The holistic view of succession reconsidered. *Coenoses*, 1992. 7. 21–29.

¹² Tóthmérész B.: Noise Elimination in Gradient Analysis. *Abstracta Botanica*, 1993. 17. 155–158.; Tóthmérész B.: NuCoSA 1.0: Number Cruncher for Community Studies and other Ecological Applications. *Abstracta Botanica*, 1993. 17. 283–287.; Tóthmérész B.: DivOrd 1.50: A Program for Diversity Ordering. *Tiscia*, 1993. 27. 33–44.; Tóthmérész B.: Comparison of different methods for diversity ordering. *Journal of Vegetation Science*, 1995. 6. 283–290.; Tóthmérész B.: Density dependent and density independent representation of indirect spatial series analysis. *Acta Botanica Hungarica*, 1995. 39. 43–50.; Tóthmérész B.: *Diverzitási rendezések*. Budapest, 1997, Scientia Kiadó, 87.; Tóthmérész B.: Diversity characterizations. In Zemplényi A. (ed.): *Statistics at Universities: Its Impact for Society*. Budapest, 1997, Eötvös Univ. Press, 107–113.; Tóthmérész B.: New Trends in Measuring Diversity. In Tóth E.–Horváth R. (eds.): *Research, Conservation, Management*. 1997, ANP Directorate, 169–175.

- Tóthmérész B.: Szekunder szukcessziós folyamatok térbeli vonatkozásai a Rejtekek-projekt kapcsán. *IV. Magyar Ökológus Kongresszus, 1997, Pécs.*
- Tóthmérész B.: Térsorozati elemzések általános vonatkozásai. *IV. Magyar Ökológus Kongresszus, 1997, Pécs.*
- Tóthmérész B.: Paradigmaváltások a szukcessziós és degradációs folyamatok kutatásában. *MTA Biológiai Osztályának nyilvános ülése, 1997.*
- Tóthmérész B.: Scale-Dependent Diversity Characterizations in Ecology. In *Statistics at Universities: Its Impact for Society*. i. m. (1997).

A Tisza-völgy vegetációjának kutatása

A Tisza hullámterének vegetációjáról a Szolnok és Szeged közötti összefüggő szakasz felmérése alapján vannak viszonylag részletes információink az 1950-es évekből, melyeket *Timár Lajos* készített. Célul tűztük ki, hogy ennek a térségnek a jelenlegi vegetációját fogjuk ismételten megvizsgálni, és eredményeinket a negyven évvel ezelőtti állapotokkal összevetjük. A munka eredményeként a természetközeli állományok dinamikájáról is nyerünk ismereteket.

Munkánk két síkon folyik:

1. Szegedtől észak felé haladva rögzítjük a hullámtéri növényállományok foltjainak elhelyezkedését és társulási jellegét, terepi megfigyelések alapján. E munkában a bejárt terület nagyobb részén nem hagyományos cönológiai feldolgozást végeztünk, mivel viszonylag nagy területről szeretnénk adatokat gyűjteni. A felmérésben a Nemzeti Élőhely-minősítési Rendszer kategóriáit és felbontását alkalmaztuk, így lehetőségünk van a természetközeli állományok arányváltozásának a nyomon követésére, illetve a tájhasználat jellegének elemzésére is. A természetközeli foltok térképi megjelenítése a későbbiekben megkönnyíti a szabályos cönológiai vizsgálatokat is.

Eddig megvizsgáltuk a Szeged és az algyői híd közötti Tisza-szakasz hullámterét a folyó mindkét oldalán, a Mártélyi Tájvédelmi Körzetben az Ányás-sziget – Kutyafenék – Körtvélyes – Barci-rét részeket, valamint a Pusztaszeri Tájvédelmi Körzetben a labodári hullámteret (lásd *1. ábra*) a Tisza jobb oldalán.

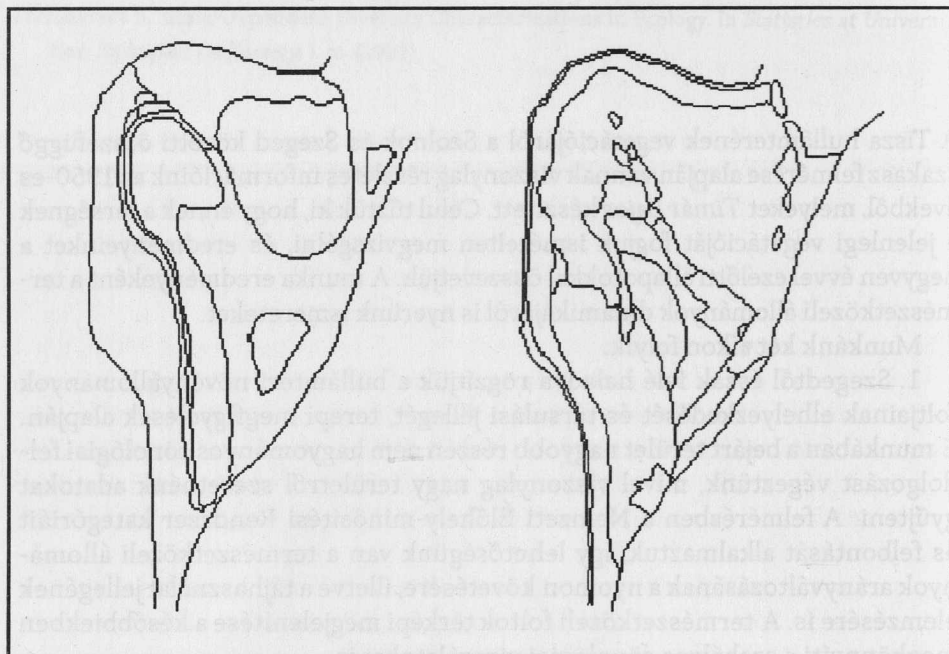
2. A munka másik részében a terepi és az egyéb forrásokból származó adatok összevetése folyik. Ennek részeként a Timár-féle térképeknek UTM vetületbe való átrajzolását és digitalizálását végezzük – jelen állapotban a 17 lapból hármat készítettünk el –, melyeket alapállapotként kezelünk. A rendelkezésünkre álló légi fotók és légi videofelvételek segítségével a terepi megfigyelések (elsősorban a foltok méretére vonatkozó) pontosítását tudjuk elvégezni. A felvételeket részben már digitalizáltuk.

Az alapállapotot jelentő és az aktuális vegetációtérképek összehasonlító elemzését ArcView GIS térinformatikai rendszerrel végezzük, melynek során az alap vegetációtérképek és a változásokat tükröző származtatott térképek is kiadásra kerülnek.

Vizsgálatainkból eddig két közlemény látott napvilágot (poszter és előadás-kivonat formájában), illetve egy szakdolgozat áll befejezés előtt.

1. ábra

**Egy példa a vegetáció foltmintázatának átrendeződésére
a Pusztaszeri Tájvédelmi Körzet
labodári „szigetén”, az 1952-es és az 1996-os állapotok alapján
(élőhely-kategóriák feltüntetése nélkül)**



A kutatási témából megjelent közlemények

Körmöczy L.-Margóczy K.-Bányai R.: Hosszú távú élőhely-dinamika a Tisza hullámterében: avagy egy elfeledett vegetációtérkép nyomában. In Gallé L.-Körmöczy L. (szerk): *Mintázat és háttér-mechanizmus a szűnbiológiában*. Szeged, 1998, p. 32.

Körmöczy L.-Margóczy K.: Long-term vegetation changes in the Tisza valley. *Studies in Plant Ecology*, 1998. 20. 12.

Miklapusztai vegetációtérképezés és izolátumdinamikai vizsgálatok

Tájtörténeti feldolgozás

Ezen vizsgálatok alapjául az I. katonai felmérés (1700-as évek második fele) és a II. katonai felmérés (1800-as évek második fele) szolgáltak. A térképvázlatokon ábrázolt vegetációs egységek és a helynevek elemzése rávilágított, hogy a Solti-síkság csatornázási munkálatai előtt a miklapusztai térség hatalmas mocsarakkal borított, árvízjárta terület volt, erekkel, fokokkal, laposokkal. A mocsaras területekből padkák emelkedtek ki, ezek növényzetét legeltették. Ősi szikes foltok minden bizonnyal egykor is voltak a területen, erre következtethetünk *Kitaibel Pál* 1700-as évek végi feljegyzéseiből. Ezen ősi szikesek valószínűleg már a mogyorókor óta léteztek. A szikesek kiterjedése a csatornázások és belvízrendezési munkálatok elvégzését követően vált nagyarányúvá. A *vakszik* és *ürmöspusztá-foltok* kiterjedtek, a mocsarak *szikes mocsarakká* és *szikes rétekké* alakultak át. A nagyobb padkavonulatok kisebb kiterjedésű (de akár egy méter magasra kiemelt) padkákká estek szét, s a padkaoldalak eróziója jelenleg is tart. Létrejött az a padkás mozaik, amelynek szárazgyepszigetei különböző „tengerekből” emelkednek ki: *szikes mocsarakból*, *szikes rétek* közül, *vakszik*es „sivatagból” vagy *ürmöspusztából*.

Florisztikai kutatások

A területről 245 virágos növényt sikerült kimutatni (a lista nem tartalmazza a környező szántóföldek gyomnövényzetének összes elemét). A cönoszisztematikai besorolást tekintve a fajkészletnek mintegy negyede szárazgyepfaj, s majdnem harmada indifferens vagy többé-kevésbé indifferens. A szikesek fajainak aránya kb. 7%, a nedves réteké 10%, a gyomfajok pedig 15%-ban képviseltetik magukat. A vízi növények és a fásszárúak aránya összesen nem éri el a 10%-ot. Szociális magatartási típusukat tekintve a fajok negyede zavarástűrő, negyede generalista, 18%-a honos gyom. Viszonylag nagyobb szerepet játszanak még a honos kompetitorok, melyek aránya kb. 10%. Az előkerült védett fajok száma tíz. Elkészült a védett és a lokálisan ritka fajok ponttérképe,

1:25000 méretarányban. Ezen megfigyelhető, hogy a padkaperemek átmeneti társulásaihoz kötődő *Orchis morio* és *Orchis coriophora* jellegzetes térbeli elkülönülést mutat. Míg a vaksziktengerbe ágyazott szikpadkák peremén elsősorban az *Orchis morio* jelenik meg (bár kisebb arányban az *Orchis coriophora* is megfigyelhető ezeken a helyeken), a szikes mocsarakból kiemelkedő padkaszéleken ellenben kizárólag ez utóbbi orchideafajt találjuk. E jelenség a két faj eltérő sőtűréséből és vízigényéből adódhat.

Növénycönológiai vizsgálatok

A vegetációs típusok elkülönítése egyrészt Á-NÉR kategóriák alapján, másrészt klasszikus fitocönológiai módszerekkel történt. Összesen nyolc Á-NÉR élőhelycsoport található meg a területen (kódjaik: A, B, F, H, O, P, S és T). Ezekhez 19 Á-NÉR élőhely tartozik (kódokkal: A2, B1, B6, F1, F2, F4, H4, H5, O5, O11, O13, P3, S1, S6, S7, T1, T2, T6, T8). A legelterjedtebb Á-NÉR élőhelyeknek a *szikes mocsarak* (B6), az *ürmöspuszták* (F1), a *szikes rétek* (F2), a *szikfokok* (F4) és az *alföldi gyomos szárazgyepek* (O5) tekinthetők. Kilenc Á-NÉR kategórián belül volt értelme társulásokat elkülöníteni. A csatornák vízi növényzetét kivéve az alábbi társulások fordulnak elő: *Bolboschoenetum maritimi*, *Bolboschoeno-Phragmitetum*, *Artemisio-Festucetum pseudovinae*, *Agrostio-Caricetum distantis*, *Agrostio-Alopecuretum pratensis*, *Agrosti-Eleochari-Alopecuretum geniculati*, *Lepidio-Puccinellietum limosae*, *Lepidio-Camphorosmetum annuae*, *Achilleo-Festucetum pseudovinae*. Ezekén kívül megfigyelhetők még egy *Brachypodium pinnatum* dominálta sztyeppréttársulás kicsiny foltjai. A fentiekben felsorol társulásokon belül összesen 42 szubasszociációt, illetve típust lehetett felismerni. E típusok rendszeresen megjelennek, s a talaj vízháztartásának vagy a szikesedésnek a különböző fokozataihoz köthetők egy adott társulás határain belül. Másrészt a degradáltság eltérő változatait képviselik.

Vegetációtérképezés

Elkészült a mintaterület és tágabb környékének vegetációtérképe. A térképezett foltok elkülönítése és megjelenítés az Á-NÉR kategóriák alapján történt. Az alap-vegetációtérkép méretaránya 1:25000. Ezen jól látható a terület növényzetének nagyfokú mozaikossága. Ugyanakkor a vegetáció térbeli változásában megfigyelhető egy trend, miszerint nyugatról keleti irányban a szikes mocsarak egyre elterjedtebbek a vakszikfoltok rovására. Ennek oka a térszín enyhe lejtése a Duna-Tisza közti hátság irányába. A vegetációtérkép kiinduláshoz szolgál a rovtani vizsgálatok által érintett padkák jellemzéséhez, ameny-

1. táblázat

Miklapusztai minták csoportonkénti bontásban

	Barbercsapda	Tálcsapda	Összesen
Gastropoda	243	48	291
Isopoda	901	30	931
Chilopoda	363	6	369
Diplopoda	400	33	433
Collembola	24 200	14 062	38 262
Orthoptera	49	286	335
Heteroptera	1 445	1 153	2 598
Sternorrhyncha	1 146	3 580	4 726
Auchenorrhyncha	9 012	22 588	31 600
Coleoptera	7 067	5 717	12 784
Thysanoptera	245	1 187	1 432
Lepidoptera	93	1 121	1 214
Diptera	10 844	86 147	96 991
Hymenoptera	3 710	13 239	16 949
Formicoidea	40 104	24 774	64 878
Araneida	3 371	1 919	5 290
Különböző lárva	480	172	652
Összesen	103 673	176 062	279 735

nyiben jól leolvashatók róla az egyes padkákat körülvevő eltérő vegetációs egységek, s így az esetleges izolációra is következtethetünk.

A padkák vegetációjának jellemzése

A rovarokra vonatkozó izolátumdinamikai vizsgálatok érdekében a mintaterület padkáinak részletesebb, 1:10000 méretarányú térképe is elkészült. Ehhez a szintvonalas katonai térképeken kívül a terület légifotója nyújtott nélkülözhetetlen segítséget. A térkép alapján meghatároztuk az egyes padkák (izolátumok) méretét és egymástól való távolságát. Minden egyes izolátum növényzetéről részletesebb felmérés készült, melyek cönológiai felvételeket is tartalmaznak. A padkatetők növényzete *fűves szikespuszta* (*Achilleo-Festucetum pseudovinae*), amely sokféle típussal képviselteti magát.

Az izolátumok (padkák) rovartani csapdázása

Összesen 19 különböző méretű padkát jelöltünk ki mintavételezés céljára. A legkisebb szigetek mérete csak néhány négyzetméter, míg a legnagyobbé közel 1 ha. Az izolátumokon Barber- és tálcapadás gyűjtést végeztünk. A csapdák számát az izolátum méretével arányosan határoztuk meg, elkerülendő, hogy a kisebb izolátumokon jelentősen sűrűbb mintavételezés történjen. A csapdázások két időszakban történtek.

A csapdaanyag kiválogatása és meghatározása

A Miklapusztáról származó anyag alábbi csoportok képviselőit válogattuk ki: *Diplopoda*, *Orthoptera*, *Cicadinea*, *Coleoptera*, *Formicoidea*, *Araneidea*, *Chilopoda*, *Isopoda*, *Diptera*, *Hymenoptera*, *Heteroptera*, *Collembola*, *Gastropoda*, *Lepidoptera*, *Sternorrhyncha*. A fajok meghatározása folyamatban van, az anyag nagyságáról, tájékoztató jelleggel közöljük a 1. táblázatot.

A témából eddig megjelent publikáció

Horváth A.: A Kiskunsági Nemzeti Park miklapusztai területének botanikai állapotfelmérése és vegetációtérképezése. Kutatási jelentés, 1997.

A wetland területek kutatásának helyzete és eredményei

U. rész

Vizes élőhelyek állapotfelmérése

1. Balázs-tó
2. Belső-Somogy egyéb lápterületei
3. Kis-Alföld, Marcal-völgyi lápok
4. Duna-Tisza közli lápok
5. Budapest környéki lápok
6. Balaton-felvidéki lápok
7. Országos és ormánysági lápok
8. Nyírségi lápok

A tanulmány nem foglalkozik az alább felsorolt nagyobb mocsár- és lápterületek kutatásával, amelyek más témacsoportok keretében kerülnek megvalósításra:

1. Velencei-tó, Dunyéri-öszöláp
2. Hanság-Pertő-tó
3. Gemenc ártéri erdők

A wetland területek kutatásának helyzete és eredményei

A jelen tanulmány célja, hogy áttekintő képet adjon a hazai fontosabb láp-, mocsár- és egyéb vizenyős területek állapotát és változásait felmérő kutatásokról a kelet-közép-európai természetvédelmi kutatóhálózat kiépítési programja számára. Az itt felsorolásra kerülő kutatások elsősorban az utóbbi 10 év kutatási eredményeit foglalják össze, de kitekintést nyújtanak az előzményekre is, és utalnak olyan korábbi kutatásokra, amelyek jelenleg szakmai vagy finansziális kapacitás hiányában szünetelnek, de amelyek folytatása a természetvédelmi monitorozás keretében feltétlenül szükséges. Az itt tárgyalásra kerülő kutatások részben kifejezetten a természetvédelmi állapot felmérésére irányultak, részben pedig a természetvédelmi kezelések megalapozását szolgáló vegetációdinamikai és ökológiai változások és folyamatok megismerését célozták.

A tanulmány a következő lápok és lápterületek kutatási eredményeivel foglalkozik részletesen:

1. Baláta-tó,
2. Belső-Somogy egyéb lápterületei,
3. Kis-Alföld, Marcal-völgyi lápok,
4. Duna-Tisza közti lápok,
5. Budapest környéki lápok,
6. Balaton-felvidéki lápok,
7. Drávasík és ormánysági lápok,
8. Nyírségi lápok.

A tanulmány nem foglalkozik az alább felsorolt nagyobb mocsár- és lápterületek kutatásával, amelyek más témacsoportok keretében kerülnek megvalósításra:

1. Velencei-tó, Dinnyési-úszóláp,
2. Hanság-Fertő tó,
3. Gemenci ártéri erdők.

A Baláta-tó természeti értékeit Boros Ádám fedezte fel a 20. század 20-as éveinek elején. Ezek első ismertetését a Magyar Tudományos Akadémián Degen Árpád terjesztette elő 1923-ban, majd nyomtatásban a *Magyar Botanikai Lapokban* 1925-ben jelent meg Boros alapvető munkájában, „A drávabalparti síkság flórájának alapvonásai, különös tekintettel a lápokra” című dolgozatban. Ebben a munkában nemcsak teljes flóralistát találunk a Baláta-tó növényvilágáról, hanem összehasonlító elemzést is más nevezetes magyar lápok (pl. Bátorliget) flórájával. Nagy összefoglaló láptanulmányában a „Közép- és Nyugat-Magyarország *Sphagnum* lápjai növényföldrajzi szempontból” című cikkében is megemlékezik Boros a Baláta-tóról, annak ellenére hogy tőzegmohát nem sikerült találnia. Hangsúlyozza, hogy a láp florisztikai gazdagsága és jellege ellenére *Sphagnum* nem fordul elő a Baláta-tón. Egy későbbi tanulmányában (1944) az erdélyi Rétyi-Nyír és a Baláta-tó között von növényföldrajzi párhuzamot, hangsúlyozva a két terület nagy geológiai, topográfiai és botanikai hasonlóságát (*Aldrovanda*, *Caldesia*, *Comarum*), a különbségek közt kiemelve a tőzegmohák hiányát a Baláta-tón.

Az 1941 és 1947 közötti hat, egymást követő aszályos év hatására 1948-ra a tó teljes medencéje kiszáradt, és a helyi lakosok elbeszélése szerint „szekérrel lehetett keresztülhajtani a tó medrén”. A tó legfőbb botanikai nevezetessége, az *Aldrovanda* hosszú évekre eltűnt a tó flórájából. Az 1949-től 1955-ig terjedő időszak erősen csapadékos nyarainak következtében a tó medencéje újra feltöltődik,¹ és a tó *Reptilia* faunáját kutató Marián Miklós 1955-ben újra megtalálja az *Aldrovandát*. 1957–1958-ban Borhidi A. és Járαι-Komlódi M. növénycönológiai kutatásokat és vegetációterképezést végeznek a természetvédelmi területen.² Az akkor készült felvételek és a vegetációtérkép szolgál alapfelmérés gyanánt az elmúlt 40 esztendő alatt végbement termőhelyi és vegetációs változások felmérésére és a trendek meghatározására.

A tó botanikai feltárása és rendszeres ökológiai-cönológiai vizsgálata még az 1960-as években is folytatódott. Tóth Sándor a terület mikrogombaflóráját tárta fel. Ekkor sikerült megtalálni a *Sparganium minimum* egy példányát. Borhidi A. (1968)³ a tó lebegőhínár-társulásainak éghajlatfüggő dinamikáját

¹ Borhidi A.-Járαι-Komlódi M.: A csapadék- és vízszintingadozások összefüggései a Baláta-tó természetvédelmi területén. *Időjárás*, 1959. 63. 225–229.

² Borhidi A.-Járαι-Komlódi M.: Die Vegetation des Naturschutzgebiets des Baláta-Sees. *Acta Bot. Acad. Sci. Hung.*, 1959. 5. 259–320.

³ Borhidi A.: Dynamical changes of free-floating water plant communities of different N-sources in the Nature Conservation Area of Baláta-Pond. *Acta Biol. Acad. Sci. Hung.*, 1968. 19. Suppl. p. 523.

tisztázta, majd egy 1970-ben megjelent tanulmánya⁴ a tó vizének áramlásviszonyait írta le, és ezeknek a nádistársulások versengésére és területi elhelyezkedésére való hatását bizonyította. 1970-től kezdődően a természetvédelmi terület rendszeres kutatása megszűnt.

A terület a Honvédelmi Minisztérium felügyelete alá került, ami a védett terület szokatlan státusa, ugyanakkor csaknem 20 éves teljes háborítatlanságot biztosított a természetes ökológiai folyamatok számára. E háborítatlanság eredményeit a következő, 1988–1989-ben végzett második felmérés során regisztrálhattuk. Ezek közül az egyik legfontosabb az volt, hogy a tó vizét leveztető csatorna eliszapolódott és elzáródott, a tó vize északkeleti irányban, egy magasabb fekvésű túlfolyó gáton távozott a Kis-Baláta felé, ami a tó medencéjében a nádas jellegű társulások eloszlását megváltoztatta, kedvezően befolyásolta és a tó egész környezetének talajvízviszonyait. A második felmérést és vegetációtérképet 1989-ben a Janus Pannonius Tudományegyetem növény-tani és állattani tanszékeinek munkatársai Borhidi A., Kevey Balázs, Majer József és Oroszné Kovács Zsuzsanna végezték azzal a céllal, hogy az 1957–1958-ban végzett cönológiai és vegetációtérképezési munkák megismétlésével és a két vizsgálat sor eredményeinek összehasonlításával megállapítsák a terület ökológiai állapotában az 1958 és 1989 között eltelt 30 év során lezajlott változásokat.

A Baláta-tó legújabb digitalizált vegetációtérképe 1997-ben készült el Borhidi Attila, Csete Sándor, Csiky János és Morschhauser Tamás munkájaként, 1:10 500-as méretarányban. A korábbi két térképpel való összevetésből kitűnik, hogy 1958 óta tovább fokozódott a vegetáció diverzitása. Tovább nőtt a területen előforduló növénytársulások és az egyes asszociációkon belül a térképezhető alegységek száma, amely – nem számítva a nyílt víz hínártársulásainak sokféleségét – elérte a 21-et.

Az összehasonlító vizsgálatok eredményeként megállapítható, hogy a környezeti változások sebessége felgyorsult, és az azokra adott növényzeti válaszok reakcióideje jelentősen lerövidült.

1. *Savasodás*: A legszembetűnőbb változás továbbra is a savasodás. Az 1989-ben még csak 2-3 helyen, elszigetelten jelentkező tőzegmohásodás tömegjelenséggé vált. A tőzegmohás fűz-ingóláp mai kiterjedése több mint tízszerese a 10 évvel ezelőttinek. A folyamatot nem lassította le a tómeder 2 egymás utáni évben való kiszáradása sem, holott a víztükör bepárlódásának sókoncentráció-növekedést kellett volna előidéznie. A tó egyetlen megmaradt kis vízfoltján ekkor is 3,5 pH-értéket mértünk. Ezzel szemben a talajvíz még a tó partján levő csőkutakban is megőrizte korábbi 6,5-es pH-ját. Ugyancsak lelassult a savasodás a Tuskósi-réten, ahol a korábban jelzett savanyodást jelző

⁴ Borhidi A.: Ökologie, Wettbewerb und Zönologie des Schilfrohrs (*Phragmites communis* L.) und die Systematik der Brackröhrichte. *Acta Bot. Acad. Sci. Hung.*, 1970. 16. 1–12.

indikátorfajoknak (*Festuca ovina*, *Nardus*, *Veronica officinalis*) sem a száma, sem a populáció mérete nem változott jelentősen. Az erdőkben a savanyodás elsősorban a flóra elszegényedése, a bazofil fajok eltűnése (*Primula vulgaris*, *Knautia drymeia*) vagy megritkulása jelzi.

2. *Javuló vízgazdálkodás, növekvő montán jelleg*: Mint fentebb említettük, a tó vízáramlási viszonyai megváltoztak és a tó víztartó képessége jelentősen megnőtt. A tó vízszintje az 1992–1993. évi kiszáradás ellenére 1997-ben magasabb volt az 1989-ben tapasztaltnál és még magasabb az '50-es évek átlagánál. Részben ennek, részben a közben előrehaladott szukcessziónak tudható be, hogy a környező homokbuckák talajvíz-gazdálkodása is megjavult, s a vegetáció egésze lényegesen humidabb képet mutat. Ezzel párhuzamosan a xerofil homoki vegetáció (gyepek és az *Asphodelus* cseres-tölgyes állományok kiterjedése jelentősen csökkent, sőt az *Asphodelus* és a *Veratrum nigrum* eltűnt, ugyanakkor a 10 éve megjelent montán jellegű fajok egyrészt megmaradtak, sőt egyesek (pl. *Dryopteris dilatata*) populációi jelentősen megnövekedtek, ill. megsaporodtak.

3. *Szukcesszionális változások*: Az 1989-es felmérés idején a regisztrált szukcessziós változásokat négy csoportba osztottuk:

a) *A nyílt vízi társulások szukcessziója*: A tó néhány éve történt kiszáradása megszakította a korábban megindult oligotrofizációs folyamatot. A tó medencéjének újratöltődése után a szukcesszió újrakezdődött, méghozzá a különböző víztetekben egymástól elszigetelten. Ennek következtében a tó nyugati, északi és központi keleti víztükrében más-más hínártársulások alakultak ki, amelyek között egyelőre nincs közvetlen kapcsolat. A tó vize ma valamivel kevésbé savanyú, mint az 1989-es felméréskor, ennek köszönhetően a lebegő hínártársulások eléggé fajgazdagok és az *Aldrovanda* populációi ma kiterjedtebbek.

b) *A minerogén feltöltődési folyamat szukcessziós jegyei*: A vegetáció-térképek összehasonlítása nyomán nyilvánvaló, hogy a fűzlápok területe növekedett a magassásosok és nádasok rovására, míg a korábbi fűzlápok jelentős részén megindult az éger behatolása, és fiatal égerlápállományok alakultak ki különösen a tó északi és nyugati részén. Ugyanakkor az égerlápok cönológiai felvételezése kimutatta, hogy még a vizes típusokban megindult az *Alno-Padion* és *Fagetalia* elemek betelepődése. Kisebb foltokon megindult a láp-erdők ligeteseződése, de ez a folyamat a tómeder vízszintjének emelkedésével lelassult.

c) *A savasodás következtében beállt szukcessziós változások*: A savasodás szukcessziós hatásait elsősorban a nyílt, nem erdei növénytársulásokban tapasztaltuk. Ilyenek egyértelműen az ingólápokon kialakult tőzegmohás gyékényes, a tőzegmohás fűzláp- és a tőzegmohás égerláp-társulások kialakulása.

d) *A klimax stádium kialakulásának folyamatai*: Az 1958-ban készült felmérés során csak a talajvíztől befolyásolt gyertyános-tölgyes állományokat regisztráltunk a kutatási területen, és feltételeztük, hogy a környező homok-

buckákon elterjedt, ültetett cseres-tölgyesek (*Quercetum robori-cerris pteridietosum*) a klimax gyertyános-tölgyesek termőhelyein élnek. Az 1958 és 1988 közt eltelt 30 év szukcessziós változásai igazolták korábbi feltevésünket. Egyrészt a korábbi *Querco-Ulmetum* ligeterdők alakultak át egy masszív, második gyertyán koronaszint betelepülésével gyertyános-tölgyesekké. Másrészt a közben vágásérettségi korbba jutott cseres-tölgyesekben indult meg a gyertyán és vele együtt a *Fagetalia* fajok beáramlása, s velük párhuzamosan a réti és tölgyeserdei elemek kiszorulása.

Az utolsó 10 évben ezzel a folyamattal párhuzamosan egy másik változás is megindult. Ugyanis nem minden sasharasztos állomány kezdett gyertyános-tölgyessé alakulni, hanem a mélyebb és laposabb fekvésű állományokban a magasabb talajvízszint hatására a ligeterdővé alakulás folyamata indult meg, amelynek eredményei a szedres-cseresek.

Zárókövetkeztetésként megállapítható, hogy a terület ökológiai állapota és a társulások természetességi és természetvédelmi értéke az utóbbi 10 évben tovább növekedett. A terület szigorú védettsége fenntartandó. Ugyancsak kívánatos a terület monitoringjának fenntartása, ill. továbbfejlesztése, elsősorban a savasodás folyamatának objektív vizsgálata céljából.

Belső-Somogy egyéb lápvidékei

Belső-Somogy lápvidékeinek kutatását – a Baláta-tóhoz hasonlóan – Boros Ádám kezdte meg az 1920-as években, és részben 1926-os flóraművében, részben nagyobb láptanulmányában foglalja össze az ezekre vonatkozó megfigyeléseit. 1955-től kezdődően Borhidi Attila folytatja a belső-somogyi lápok kutatását, de felvételi anyagainak jelentős része kiadatlan maradt. Az 1980-as évektől kezdve új lendületet vettek a kutatások, egyrészt *Juhász Magdolna* és munkatársainak a Barcsi Ősborókás Természetvédelmi Területének lápjain végzett kutatásaival, amelyek többek között a királyharaszt egyetlen hazai előfordulásának és egy új növénytársulásnak a felfedezéséhez is vezettek. Elkészült a terület termőhelyi és vegetációtérképe mint *Juhász Magdolna* doktori disszertációja a JPTE növényteni tanszékén a tanulmány írójának vezetésével. A kutatások elsősorban azoknak a termőhelyi változásoknak a leírására és elemzésére irányulnak, amely a lápterület vízellátását biztosító vízforrások felhasználásával kapcsolatos változások során következtek be, s amelyek helyreállítását, ill. rekonstrukcióját részben e vizsgálatok eredményei alapján végezték el. Itt a további kutatások a jelenlegi vízforrás vízkémiai minőségének – amely nem azonos a lápot eredetileg tápláló vizével – milyen befolyása lesz a lápi élőhelyek rekonstrukciójára.

Belső-Somogy középső és északi részének lápterületeit *Lájer Konrád* kutatja, akinek doktori témája a dunántúli lápok összehasonlító és kritikai növény-

cönológiai-természetvédelmi kutatása és értékelése. Dolgozata több, igen figyelemreméltó eredményt tartalmaz. Ilyen mindenekelőtt az *Aldrovanda vesiculosa* új lelőhelyének felfedezése, ami azért igen jelentős, mert e fajnak több mint 100 éve már csak egyetlen előfordulási helyét ismertük, a Balátaváti, ahonnan az elmúlt évtizedekben hosszabb-rövidebb időszakokra eltűnt. A dolgozat 23 mocsári-lápi növénytársulást ír le és elemez táblázatos formában. Ezen leírások mintaszerű alapossága mellett külön kiemelkedő eredmények:

1. Egy új sásos lápréttársulás, a *Caricetum paniceo-nigrae* felfedezése és leírása.
2. Két Magyarországon korábban nem vizsgált növénytársulás, a *Cicuto-Caricetum pseudocyperi* és a *Cirsietum rivularis* első hazai elemzése.
3. A *Menyanthes* dominanciájú társulásokkal kapcsolatos állásfoglalása.
4. A Soó által említett, de legitim módon soha le nem írt, sőt, az utóbbi időkben már kipusztultnak hitt *Juncus maritimus-Schonopletus americanus* asszociáció megtalálása és első szakszerű elemzése.

Mindkét jelenleg folyó munka jelentős mértékben járul hozzá a wetland területeink növényzetének, ökológiai és természetességi állapotának, valamint dinamikájának megismeréséhez.

Marcal-medence

A Marcal-medence déli részének lápi és lápréti növénytársulásait Lájer Konrád végezte azzal a céllal, hogy a korábban Bakonyalján végzett kutatások és a Borhidi A. által a Györszentmárton környéki, azóta eltűnt lápok kapcsolatait világosabban lássuk. A *Kitaibeli*ban megjelent cikkében⁵ az alábbiakban foglalja össze a terület általános viszonyaira és a korábbi kutatásokra vonatkozó ismereteket.

„A Marcal-medence a Kisalföld déli területe, melyet keleten a Bakony mélybe süllyedt rögeinek pereme, délen és délnyugaton a Balaton–Marcal lealacsonyodott vízválasztója (Nyirád–Sümeg–Vindornyai-lapos), nyugaton a Kemeneshát keleti pereme határolja. Vizsgálataimat észak felé a Ság hegy vonaláig terjesztettem ki. Góczán szerint a Marcal-medence kavicstakaróval fedett része jégkori talajfagyjelenségekkel áttört és jégkori szoliflukcióval pusztított hordalékkúpok sorozata, völgyeinek árterei és süllyedékei pedig holocén alluviális síkságok. A Marcal a vizsgált terület északi részén egy helyi süllyedék által létrejött széles árterén folyik keresztül. Éghajlatára jellemző, hogy a tél aránylag enyhe és rövid (a januári középhőmérséklet -1°C felett, a téli napok száma 25 nap alatt), a csapadék elég bőséges (a tenyészidőszakban 400–450

⁵ *Kitaibeli*, 1977. 2. 281–289.

mm), az évi hőmérsékleti ingás az országos átlagnál kisebb, a Dunántúl nyugati részének megfelelő (21-22 °C)."

A Marcal-medence lágjainak vegetációját eddig alig kutatták. A tőzegfelmérések általában kiszáradt területekről tudósítanak. *Staub Móric* (1894) így ír a Marcal-völgyről: „... 30 évvel azelőtt lápos vidék volt, de most szabályozás következtében majdnem kizárólag rétté változtatták át”. Majd kicsit később, a terület déli részéről: „Csab (Csab-Rendek), Rigács, Medgyes, Szegvár környékén, a Kígyós-víz mellett, valamint Sárosd és Galsa községek mellett összesen mintegy 88 hold kiterjedésű ingovány-terület volna, melyek mai állapotáról még nem tudunk semmit. Ezen ingoványok, úgy látszik, a marczalvölgyi nagy, de már kiszáradt lápterületekhez csatlakoznak és szintén már kiszáradtak”.

Borbás Vince (1887) a Marcal-medence Vas megyei területéről számos florisztrikai adatot közöl, így a mai Celldömölk határában *Equisetum variegatum*, *Thelypteris palustris*, *Eriophorum angustifolium*, sőt a vizsgált területtől északra, Szergény mellől *Menyanthes trifoliata* előfordulását. *Kovács Margit* (1962) láprét-monográfiájában felvételeket közöl *Juncetum subnodulosi* (Káptalanfa) és *Seslerietum uliginosae* (Zalagyömörő) állományokból. *Boros Ádám* és *Vajda László* leírja a *Drepanocladus sendtneri* előfordulását Ukk (Német-tó), Zalagyömörő és Gyepükaján környékéről. Utóbbi helyen a *Drepanocladus lycopodioides* is megtalálták. Zalagyömörő környékén ma már leginkább csak szántóföldeket és lecsapolás miatt kiszáradt réteket lehet látni, a *Sesleria uliginosa* és a *Drepanocladus sendtneri* nyomát sem találtam.

A jelen közleményben vizsgált növénytársulások tekintetében, a már említett *Juncetum subnodulosi* kivételével, nem ismeretesek korábbi, a térségből származó, cönológiai felvételekre alapozott kutatási eredmények.

Ezek a következők:

1. A vizsgált terület déli részén, Ukk-Szentimrefalva-Káptalanfa térségében elsősorban kisebb-nagyobb, agyagos üledékekkel borított mélyedésekben, tavak szukcedán feltöltődésével keletkezett lápok (Verlandungsmoor) találhatók.
2. Egészen kis területen, az Ukk melletti Német-tónál forráslápok (Quellmoor) fordulnak elő.
3. A terület északi részén, a Marcal völgyében kiterjedt ártéri magas-sásosok terülnek el, melyeket főleg a *Caricetum ripariae* és *Caricetum acutiformis* sűrű állományai alkotnak.
4. A kiszélesedő Marcal-ártér peremén viszonylag jelentős kiterjedésben találhatók ún. átszivárgási lápok (Durchströmungsmoor), melyeket a magasabb fekvésű peremterületek felszín közelébe kerülő talajvíze táplál. Ezek tehát függetlenek a Marcal vízszintjétől, a talajvíz egész évben a felszín közelében található. Főleg Adorjánháza mellett találhatók szép állományaik, a szomszédos Egeralja térségében a lecsapolások miatt többé-kevésbé kiszáradt, átalakult állapotban tanulmányozhatók.

Valamennyi itt talált láp a minerogén síklápok kategóriájába sorolható. Eutróf, mezotróf és oligotróf típusaik egyaránt fellelhetők.

Növénytársulás-tani szempontból 13 asszociációt különít el és elemez részletesen.

Ugyanebbe a témakörbe tartozik még Lájér Konrád harmadik jelentős tanulmánya a boreális elterjedésű, nálunk unikális reliktumnak tekintett *Carex hartmanni* Cajander hazai társulástani viszonyainak tisztázása 424 cönológiai felvétel alapján. A szerző tanulmánya ezúttal szükségszerűen kiterjed a Dunántúl két további fontos lápterületére a Nyirádi-erdőre és a Szőcei-lápra. Nyolc növénytársulás összehasonlító elemzése és az ökológiai, valamint természetességi mutatószámokra való elemzésével mintaszerű feldolgozást ad a faj elterjedési és cönológiai viszonyairól. Külön kiemelandó fontosságú egy eredeti új módszer bevezetése és alkalmazása, az általam reciprok kontrollnak nevezett eljárás az ökológiai mutatók helyességének cönológiai ellenőrzésére

Duna-Tisza közti láperdők

A Duna-Tisza közti éger-kőrös láperdők története és jelenlegi állapota címmel Molnár Zsolt és munkatársai összegezték többéves kutatásaik eredményeit, azzal a céllal, hogy a század húszas éveitől kezdve, Boros Ádámnak az 1920-as–1940-es évek során végzett florisztikai felmérései, majd Járainé Komlódi Magdának az 1950-es–1960-as években folytatott cönológiai kutatásaihoz kapcsolódva nyomon kövessék a terület láperdőinek sorsát és ökológiájának alakulását. A tanulmány készítői a jelenlegi állapot rögzítése mellett igen nagy súlyt helyeztek a táj- és kultúrtörténeti vonatkozásokra, s ebben a tekintetben a munka úttörő jellegű és példaértékű.

Megállapították, hogy az elmúlt 20 év során a lápok kiszáradásának folyamata erősen felgyorsult. Ez elsősorban az erdők kiterjedésének lecsökkenésében nyilvánult meg. Az állományok állapotában beállt változások az alkalmazott módszerekkel kevésbé volt regisztrálható, mivel az új felmérés minavételi helyeit nem a korábbi vizsgálati helyeken, hanem az azoknak ma megfelelő ökológiájú helyeken eszközölték. Az eredmények azt mutatták, hogy a történeti florisztikai és cönológiai adatok csak a egykori helyek pontos azonosítása esetén tekinthetők hű információs forrásoknak, ettől eltérő esetekben használhatóságuk korlátozott. Ugyanakkor a régi történeti adatok olyan információkkal szolgálnak, amelyek az erdők jelenlegi állapotából nem következtethetők ki.

Az eredmények közt számos új, értékes florisztikai adat érdemel említést, valamint a nagyszámú cönológiai felvétel, amely a korábbi vizsgálati anyagokat jelentősen bővítette. Az adatok gondos matematikai apparátussal való fel-

dolgozása ellenére, a degradáció, ill. a természetesség mértékére vonatkozóan nem kaptak szignifikáns eredményt, valószínűleg azért, mert a szerzők egy durvább értékelési skálát használtak és nem éltek a szociális magatartási típusokban és az ökológiai mértékszámokban rejlő, sokkal finomabb disztinkciós lehetőségekkel.

Budapest környéki lápok

Az egykor igen nagy kiterjedésű Pest körüli lápvidék, amely a Rákos-patak vízgyűjtőjében és attól északra egészen a Veresegyházi-tó és a Sződ-Rákosi-patak vízgyűjtőjéig terjedt, s amelynek még az 1930-as években is jelentős természeti értékei léteztek, mára már szinte semmi sem maradt. Ezért volt fontos a Csömöri-láp felfedezése, kutatása és védetté nyilvánítása – elsősorban *Boncz Emma* – tevékenységének eredményeként.

A másik ilyen váratlan felfedezés a Tassi-Duna-ágban, Dunaharaszti környékén előtalált ingóláp – *dr. Balogh Márton* kutatási eredménye. Mindkét láp veszélyeztetettsége igen nagy fokú, egyrészt a lápok kicsinységük miatt és megfelelő nagyságú pufferzóna hiányában igen sérülékenyek, másrészt igen közeli intenzív civilizációs nyomásnak vannak kitéve. Folyamatos monitorozásuk ezért különösen indokolt.

Balaton-felvidéki lápok

Négy évtizeddel ezelőtt még Tapolcafő és Lesenceistvánd között az Uzσαι-völgy peremén sorozatban felszínre bukkanó források által öntözött láprétek a hazai jégkorszaki maradványflóra számos becses emlékét őrizték, köztük a lisztes kankalint (*Primula farinosa*) és a havasi hízókát (*Pinguicula alpina*). A *Pinguicula alpina* az 1960-as évek végére már eltűnt a forrásvizeknek más irányú felhasználása következtében. Ekkorra már a *Primula farinosa* csak Lesenceistvánd környékén a levezetőárkok peremére húzódva vegetált, majd az intenzív bauxitbányászat következtében elvíztelenedő völgyből az 1980-as évek közepére innen is eltűnt. Fontos felfedezés volt, hogy a lisztes kankalint az 1980-as évek második felében új lelőhelyen találták meg, a Balaton-felvidéken, a Káli-medencében, Köveskál mellett. A területet sokoldalúan, folyamatosan kutatta *Salamon-Albert É.* Mivel a területet árkokkal lecsapolták és a lisztes kankalin-populációk veszélyeztetetté váltak, Seregélyes egy rehabilitációs programot dolgozott ki, amelyet 1991-ben végrehajtottak. Célja az volt, hogy a lecsapolóárkoknak a láp közepén való átvezetésével vizet vezessenek oda, majd az árkok zsilipszerű eltorlaszolásával a talajvízszintet megemeljék. *Salamon-Albert É.* vizsgálatai arra irányultak, hogy a beavatkozás eredményét évről évre

monitorozásszerűen nyomon kísérje. A vizsgálatok eleinte igazolni látszottak a beavatkozás helyességét, később azonban, amikor a levezetőárkok falai eliszapolódtak, a víz már nem diffundált be az altalajba és a láprétek további szárazodásnak indultak.

Több egyéb szerencsétlen beavatkozás is történt – pl. 1997 őszén felégették a lápot –, aminek következtében ma újra végveszély fenyegeti a *Primula farinosa* ma már egyetlen biztos lelőhelyét az országban. Bebizonyosodott, hogy a láp csak olyan megoldással regenerálható, amely tavasszal felszíni öntözést és legalább másfél hónapos sekély vízborítást biztosít. A vizsgálatok egyúttal igazolták, hogy a „szociális magatartástípusok” és a növényi relatív indikátor számai a termőhelyen lezajló változások igen érzékeny jelzésére alkalmasak.

Drávasík és ormánysági lápok

Az Ormányság és a Drávasík lápjai még a múlt század végén is igen kiterjedtek voltak. A jelen század első felében azonban a Dráva folyam rendezése során ezek közül sokat lecsapoltak, több láptót kiszárítottak, másokat mint tőzegbányákat hasznosítottak. A folyórendezés következtében ugyanakkor számos morotvató keletkezett, amelyekben megindultak a feltöltődéssel kapcsolatos lápképződési folyamatok (Mattyi-tó, Hótedra, Roza-tó, Kisbók, Nagybók), ezek egy része azonban az 1960-as évektől a tógazdálkodási projektek keretében halastavakká váltak, mások a települések közelében baromfitelepek, kacsaúsztatók, formájában hasznosultak és eutrofizálódtak.

A terület lápszemeinek rendszeres bejárását előbb Borhidi Attila és Oroszné Kovács Zsuzsanna végezte a Duna–Dráva Nemzeti Park kijelölési munkálatai során, majd ezekre az ismeretekre támaszkodva *Ortmanné Ajkai Adrienne* kezdte meg az egyes objektumok cönológiai kutatását és térképezését, *Dénes Andrea* közreműködésével, mint a Jannus Pannonius Tudományegyetem doktoriskolájának doktorandusz hallgatói. Tanulmányaik során több fontos láptóról készítettek felmérést. Ezek eredménye lett egy ingóláp felfedezése a Hótedra déli részén, a Kísszentmártoni-láptó–Ataki-erdő vegetációkomplexének felfedezése és kutatása.

A kutatások számos értékes védett növényről szolgáltatottak új florisztikai adatokat (*Urtica kioviensis*, *Thelypteris palustris*, *Dryopteris carthusiana*, *Carex strigosa*), és feltárták azokat a fokozatos átmeneteket, amelyek a területen a valódi égeres láperdők (*Carici elongatae-Alnetum*) és az alföldi típusú, kontinentális éger-kóris láperdők (*Fraxino pannonicarum-Alnetum*) között megfigyelhetők.

Nyírségi lápok

A nyírségi lápok régóta úgy ismertek, mint az Alföld jégkorszaki és jégkorszak utáni növényvilágának hűséges őrzői, és közülük többet is méltán helyeztek természetvédelem alá. Különösen értékes közülük az 1914-ben Tuzson János által felfedezett Bátorligeti-ősláp, amelyről több botanikai és zoológiai monográfia is készült. A Bátorligeti-ősláp növényzetében is jelentkeztek a talajvízszint csökkenésével és a láp feltöltődésével kapcsolatos száradási tünetek, amelynek jele a *Ligularia sibirica* a szibériai hamuvirág populációjának lecsökkenése, majd eltűnése volt. A bátorligeti láp mellett ismert volt több kisebb lápfolt, mint pl. a Gánástanyai-láp a tőzegeper *Comarum palustre* igen szép állományaival. Mégis, a meglepetés erejével hatott, hogy Jakab Gusztáv és Lesku Balázs Bátorligettől nem messze délnyugatra, a piricsei Júlia-major mellett egy rendkívül szép, új őslápterületet fedeztek fel (1995, 1996). Az ősláp legnagyobb szenzációja egy kb. 10 hektáros babérfüzes nyírláp, amely ilyen nagyságban és ilyen ép kialakulásban egyedülálló az országban. Külön növeli a terület természetvédelmi értékét a nyírláp rendkívül gazdag mohaszintje, nagyszámú védett mohafajjal és mindenekelőtt a *Sphagnum fimbriatum* tőzegmohával, amely a Nyírségben sehol sem fordul elő. A nyírláp mellett további jelentős természetvédelmi értéket képvisel a fűzláp, a lápi magas-kórós, a szintén pusztulóban levő réti angyalgyökér (*Angelica palustris*) legnagyobb hazai populációjával, a zsombékos, amelynek fontos védett fajai a tőzegeper (*Comarum palustre*) és a lápi nádtippa (*Calamagrostis stricta*), valamint a láprétek számos védett orchidea-fajjal és a réti angyalgyökér több száz tövet számláló populációjával. A terület rendkívül érdekes és gazdag mozaikjáról külön felmérés készült.

Folyamatban van egy OTKA-pályázat keretében az új ősláp palinológiai feltárása a láp korának és történetének megállapítása céljából.

Irodalom

- Borhidi A.: Die Steppen und Wiesen im Sandgebiet der Kleinen Ungarischen Tiefebene. *Acta Bot. Acad. Sci. Hung.*, 1956. 2. 241–274.
- Borhidi A.: Dynamical changes of free-floating water plant communities of different N-sources in the Nature Conservation Area of Baláta-Pond. *Acta Biol. Acad. Sci. Hung.*, 1968. 19. Suppl. p. 523.
- Borhidi A.: Ökologie, Wettbewerb und Zönologie des Schilfrohrs (*Phragmites communis* L.) und die Systematik der Brackröhrichte. *Acta Bot. Acad. Sci. Hung.*, 1970. 16. 1–12.
- Borhidi A.–Járai-Komlódi M.: A csapadék- és vízszintingadozások összefüggései a Baláta-tó természetvédelmi területén. *Időjárás*, 1959. 63. 225–229.

- Borhidi A.-Járai-Komlódi M.: Die Vegetation des Naturschutzgebiets des Baláta-Sees. *Acta Bot. Acad. Sci. Hung.*, 1959. 5. 259–320.
- Borhidi A.-Járai-Komlódi M.: Die Vegetationskarte des Baláta-Sees. In Soó R.: *Növényföldrajz*. Budapest, 1963, Tankönyvkiadó, 26.
- Borhidi A. – Kevey B. – Kopáry L. – Orosz-Kovács Zs.: Környezetváltozási trendek a Baláta-tón. II. *Magyar Ökol. Kongr. poszter-összefoglalói*. Keszthely, 1991, 23.
- Borhidi A.-Kevey B.-Kopáry L.-Orosz-Kovács Zs.: A Baláta-tó vegetációtérképe 1989-ben. In Majer J.: Zoológiai vizsgálatok a Baláta-tón. *Somogyi Múz. Közlem.*, 1992. 9. 322.
- Boros Á.: Grundzüge der Flora der linken Drauebene mit besonderer Berücksichtigung der Moore. *Magyar Bot. Lapok*, 1924. 23. 1–56.
- Boros Á.: Közép- és Nyugat-Magyarország *Sphagnum*-lápjai növényföldrajzi szempontból. *Tisza István Tud. Honism. Társ. Tanulm.*, 1928. 1–32.
- Boros Á.: A belső-somogyi homokterület mása a Székelyföldön. *Dunántúli Szemle*, 1944. 11. 139–44.
- Dénes A.: The state of naturalness of meadows on the Drava-Lowland (South Hungary) a floristical evaluation. *Vegetation Mapping and Botanical Research on Nature Conservation Purpose. Conf. Aggtelek 1996.*, 1997. Vol. 1. 303–308.
- Jakab G.: Egy újabb ősláp a Nyírségben: A piricsei Júlia-liget botanikai értékei. II. (Mohák-Bryophyta). *Kitaibelia*, 1997. 2. 46–50
- Jakab G.: A Nyírség mohafőrája I.–*Kitaibelia*, 1997. 2. 148–159.
- Jakab G. – Lesku B.: Piricse-Júlia-liget: Egy ismeretlen láp Bátorliget árnyékában. *Calandrella*, 1995. 9. 9–21.
- Jakab G. – Lesku B.: Egy újabb ősláp a Nyírségben: A piricsei Júlia-liget botanikai értékei I. *Kitaibelia*, 1996. 1. 46–55.
- Jakab G. – Lesku B.: A newly discovered relic fen in North-East Hungary. – *Vegetation Mapping and Botanical Research on Nature Conservation Purpose. Conf. Aggtelek 1996.*, 1997. Vol. 1. 319–322.
- Juhász M.: Actual Vegetation Map of the Barcs Nature Reserve 1985 (Hungary). *Vegetation Mapping and Botanical Research on Nature Conservation Purpose. Conf. Aggtelek 1996.*, 1997. Vol. 1. 323–328.
- Juhász M.: Changes in the flora of the Barcs Nature Reserve (Hungary) – *Vegetation Mapping and Botanical Research on Nature Conservation Purpose. Conf. Aggtelek 1996.* 1997. Vol. 1. 329–335.
- Lájer K.: *Carex buxbaumii* Wahlenb. Magyarországon. *Kitaibelia*, 1996. 1. 36–45.
- Lájer K.: Vázlatok a *Carex hartmanii* Cajander magyarországi elterjedéséről, cönológiai viszonyairól. *Kitaibelia*, 1997. 2. 103–122.
- Lájer K.: A Marcal-medence déli részének lápi és lápréti növénytársulásai. *Kitaibelia*, 1997. 2. 281–289.
- Lájer K.: Bevezetés a magyarországi lápok vegetációökológiájába. *Tilia*, 1998. 6. 84–238.
- Marián M.: Új adatok Somogy flórájának ismeretéhez. *Rippl-Rónai Múz. Évk. Kaposvár*, 1953. 8. 37–38.
- Marián M.: A Baláta gerinces állatvilága. *Somogyi Almanach*, 1957. 1–59.

- Molnár Zs.–Horváth F.–Litkey Zs.–Walkovszky A.: A Duna–Tisza közi kőrises égerlápok története és mai állapota. *Term. véd. Közlem.*, 1997. 5–6. 55–78.
- Ortmanné Ajkai A.: Égerlápok (*Carici elongatae*-*Alnetum* és *Fraxino pannonic*-*Alnetum*) Kísszentmárton határában. *Kitaibelia*, 1997. 2. 302–303.
- Ortmanné Ajkai A.: Comparative coenological studies in forests of the plain of river Drava. *Vegetation Mapping and Botanical Research on Nature Conservation Purpose. Conf. Aggtelek 1996.*, 1997. Vol. 1. 365–372.
- Ortmanné Ajkai A.–Dénes A.: A baranyai Dráva holtágak védett és ritka növényei. *Kitaibelia*, 1997. 2. 227–229.
- Salamon-Albert É.: Horizontal spatial pattern of vegetation structure in wet meadow communities, *Vegetation Mapping and Botanical Research on Nature Conservation Purpose. Conf. Aggtelek 1996.*, 1997. Vol. 1. 373–383.
- Szurdoki E.: Distribution and coenological preference of *Sphagnum* species in the Vendvidék. *Vegetation Mapping and Botanical Research on Nature Conservation Purpose. Conf. Aggtelek 1996.*, 1997. Vol. 1. 393–402.

Az Állföld-térképnek jóval szélesebb körű alapvető jellemzője volt a Magyar Köztársaság területének 2152/95. (V. 25.) számú határozat alapján elhatározott és aktualizált 2042/94. (V. 9.) számú kormányhatározattal jóváhagyott „Állföld-program” felülvizsgálata. Megállapodás született arról is, hogy a határozatban megnevezett területek (Tisza menti, Duna–Tisza köze és Kőrös–Maros-völgy) regionális tervekkel megválasztott integrált védelmi és fejlesztési célú munkáinakban az ökológiai szempontoknak prioritást kell kapniuk mind a tervezés, mind a kivitelezés során.

Különösen sürdős volt az ökológiai felismerés megkezdése a Tisza mentén, mivel ez a terület – azon belül is elsősorban a Tisza–Tisza menti – ma még azonos vonással bírva a fajta eredeti értékeinek és értékes élővilágának. Természetvédelmi szempontból tekintve az ország más kiemelt regionális természetvédelmi területével stratégiai szempontból fontosabb, elsősorban a terület ökológiai (zöld) felépítése miatt.

Beckner a szempontoknál megjelöltek kerületét 1995-ben a Tisza menti ökológiai értékek tanulmányozására és az ökológiai (zöld) felépítés felmérésére, azaz a célja: a terület természeti értékeinek felmérése mellett – önálló területfejlesztési egységként a fenntartható fejlődés elvének megfelelően – ezt a felmérésre alapozó munkát két intézmény között a KITE ökológiai tanácsa (Tisza és Kiskör közötti szakasz) és az ÁTE ökológiai tanácsa (Kiskör és Szepes közötti szakasz) szakmai támogatással és módszerek szerint. Munkák során – kapcsolódva a ter-

ületi programhoz – az Állföld-térkép és Tisza menti területi ökológiai felmérés és értékelés.

Duna–Tisza köze ökológiai szempontok felmérése a Tisza menti Tisza–Tisza és Kiskör közötti szakaszban. Szakmai tanácsok. Duna–Tisza köze, 1995. KITE ökológiai tanácsa. Gála 2.

DÉVAI GYÖRGY – ARADI CSABA – WITTNER ILONA
– OLAJOS PÉTER – GŐRI SZILVIA – NAGY SÁNDOR

Javaslat a Tiszai-Alföld vízi és vizes élőhelyeinek állapotértékelésére a holt medrek példáján

Indoklás és előzmények¹

Az Alföld térségének jövője szempontjából alapvető jelentőségű volt a Magyar Köztársaság Kormányának 2152/95. (V. 25.) számú határozata, amelyben elismerte és aktualizálta a 2042/94. (V. 9.) számú kormányhatározattal jóváhagyott „Alföld-program” célkitűzéseit. Megállapodás született arról is, hogy a három kiemelt célterület (Tisza mente, Duna–Tisza köze és Körös–Maros-vidék) regionális tervekkel megalapozott integrált védelmi és fejlesztési célú munkálatainál az ökológiai szempontoknak prioritást kell kapniuk mind a tervezés, mind a kivitelezés során.

Különösen sürgős volt az ökológiai felmérések megkezdése a Tisza mentén, mivel ez a terület – azon belül is elsősorban a Tisza-hullámtér – ma még számos vonását őrzi a táj ősi, eredeti arculatának és értékes élővilágának. Természeti adottságok tekintetében egyenrangú az ország más kiemelt régióival, potenciálisan azonban azoknál stratégiaileg fontosabb, elsősorban a terület „ökológiai (zöld) folyosó” jellege miatt.

Ezeknek a szempontoknak megfelelően került sor 1995-ben a Tisza mente ökológiai sajátosságainak tanulmányozására és az ökológiai (zöld) folyosó lehatárolására, azzal a céllal, hogy a térség – a természeti értékek minél teljesebb megőrzése mellett – önálló területfejlesztési egységgé, a fenntartható fejlődés mintaterületévé válhasson. Ezt a feltáró-alapozó munkát két intézmény végezte: a KLTE ökológiai tanszéke (Tiszaabecs és Kisköre közötti szakasz), ill. a JATE ökológiai tanszéke (Kisköre és Szeged közötti szakasz), szakmailag egyeztetett elvek és módszerek szerint.² Munkánk során – kapcsolódva a ko-

¹ A kutatási program címe: Az Északi-Alföld és Tiszavölgy vizes élőhelyeinek állapotvizsgálata és monitorozása.

² Dévai Gy. (szerk.): *Az ökológiai sajátosságok felmérése a Tisza mente Tiszaabecs és Kisköre közötti szakaszán*. Zárójelentés. Kézirat. Debrecen, 1995, KLTE ökológiai tanszéke; Gallé L.

rábbi programokhoz, elsősorban a ramsari egyezmény kritériumainak adaptálásához (vö. MVÉA-program³) – a vizes élőhelyek (wetlands) országos felmérési és minősítési, ill. egységes monitorozási lehetőségeinek a kialakítását is szem előtt tartottuk.

Ennek a felmérő munkának az eredményei alapján javaslatot tettünk a Tisza mente integrált fejlesztését és hasznosítását meghatározó értékkategóriákra, azok monitorozására és az eredmények egységes információrendszerbe foglalására, megadtuk az értékkategóriák szerinti fő területi elrendeződést és a védőzóna határait, ill. ökológiai alapon elhatároltuk a nagyobb területfejlesztési egységeket. Véglegesítettük az ökológiai (zöld) folyosó kijelölésénél érintett települések jegyzékét az egész Tisza mentére vonatkozóan.

Alaphelyzet és célkitűzések

A korábbi irodalmi eredmények és az újabb terepbejárások során szerzett tapasztalatok összevetéséből egyértelművé vált, hogy napjainkban nagyon kedvezőtlen változások indultak meg a Tiszai-Alföldön mind a természeti környezetben, mind a társadalmi-gazdasági életben, amelyek felgyorsulva komolyan veszélyeztetik az itt lévő értékek tartós fennmaradását. Szerencsére ezek a változások – legalábbis összetérési viszonylatban – ma még nem visszafordíthatatlanok, bár annak határához már nagyon közel állunk, különösen a leginkább veszélyeztetett vizes élőhelyek esetében. Kedvezőnek tekinthető ugyanakkor, hogy ezen a téren az ökológiai és az ökonómiai érdekek egybeesnek, hiszen a megelőzés nemcsak ökológiailag előnyösebb és sikeresebb, hanem ökonómiai-lag is egyszerűbb és gazdaságosabb, mint az utólagos beavatkozás.

A Tiszai-Alföldön a legsúlyosabb helyzetben a vizes élőhelyek (wetlands) vannak, mind vízellátottsági helyzetük drasztikus mértékű romlását, mind egyre súlyosbodó szennyeződésüket tekintve. A meglévő vizek felmérése és minősítése, az állapotváltozás okainak és lehetséges irányainak prognosz-

(szerk.): *Az ökológiai sajátosságok felmérése és értékelése a Tisza-völgy Szeged–Kisköre közötti szakaszán*. Zárójelentés. Kézirat. Szeged, 1995, JATE ökológiai tanszéke.

- ³ Dévai Gy.–Tóthmérész B.–Erdei Zs.–Tóth A.–Miskolczi M.: Tájékoztató füzet a Magyarországi Vizes Élőhelyek Adatbázisa (MVÉA) adattartalmának értelmezéséhez és adatlapjainak kitöltéséhez. In *Magyarországi Vizes Élőhelyek (Wetlands) Adatbázisa (MVÉA-program) a ramsari egyezmény adatfelvételi rendszere alapján*. Budapest–Debrecen, 1993, KTM Természetvédelmi Hivatala és KLTE ökológiai tanszéke; Dévai Gy.–Tóthmérész B.–Erdei Zs.–Tóth A.–Miskolczi M.: Adatlap a magyarországi vizekéről, ill. vizenyős területekről (Magyarországi Vizes Élőhelyek Adatbázisa – MVÉA-program). In *Magyarországi Vizes Élőhelyek (Wetlands) Adatbázisa (MVÉA-program) a ramsari egyezmény adatfelvételi rendszere alapján*. Budapest–Debrecen, 1993, KTM Természetvédelmi Hivatala és KLTE ökológiai tanszéke.

tizálása, a következmények feltárása, majd mindezek ismeretében a beavatkozások tervezése és kivitelezése részletes vizsgálatsorozatok eredményein alapuló, gondos elemző-értékelő munkát igényel.

Ezen a téren tehát a KTM-MTA egyezményes kutatási program keretében a legsürgősebb tennivaló a vizes élőhelyek felmérési, minősítési és értékelési módszereinek a kimunkálása, ill. az alföldi vízterek megőrzési és kezelési irányelveinek a kidolgozása volt, igény és lehetőség szerint nemcsak hazai szinten, hanem az ésszerűen vízgyűjtőcentrikus nemzetközi együttműködés keretében is (egyrészt a tervezett kelet-közép-európai ökológiai kutatóhálózat szakmai alapozása, másrészt a határainkon túli, de éppen ezért roppant kényes kérdésnek minősülő vízgazdálkodási beavatkozások és szennyezések miatt).

A több évre tervezett, igen sok konkrét előzménnyel rendelkező kutatómunka elsőként megoldandó feladatának tekintettük azoknak a metodológiai és metodikai alapoknak, ill. felmérési, vizsgálati, értékelési és minősítési mintáknak a kialakítását, továbbfejlesztését és széles körű elterjesztését a környezet- és természetvédelmi gyakorlatban, amelyek alkalmazásával a vizes élőhelyek megnyugtató megőrzése és kezelése megvalósítható, különös tekintettel a minőségbiztosítás korszerű, a fejlett országokban már szabványokban is rögzített követelményrendszerére.

Eredmények

A Tiszai-Alföld vízterei közül – nemcsak hazai, hanem nemzetközi viszonylatban is – kiemelkedően értékesek a nagyobb folyóink mentén található holt medrek. Ezek a különböző korú és a feltöltődés különböző állapotában lévő vízterek mindmáig nagyon sok vonását őrizték meg az alföldi táj eredeti arculatának és élővilágának. A hazai vízgazdálkodás, ill. természet- és környezetvédelem egyik legfontosabb feladata tehát ezeknek az értékeknek a megőrzése és megmentése. Napjainkra ugyanis – részben a természeti környezetben végbe menő változások, részben a társadalmi-gazdasági folyamatok következtében – a legtöbb holt meder tájképi, ökológiai, vízgazdálkodási és természetvédelmi szempontból egyaránt kritikus helyzetbe, sőt gyakran végveszélybe került.

A holt medreket addig kell a modern konzervációökológia szempontrendszerének megfelelően menteni, óvni, helyreállítani és felújítani, amíg ezt módunkban áll megtenni, s ez az időhatár sajnos nagyon közeli! Feltétlenül szükséges tehát – még a jelenlegi nehéz anyagi körülmények között is – egy olyan átgondolt és összehangolt értékfelmérő, ill. az értékmentés lehetséges útjait és módjait feltáró kutatási program beindítása, amelyre alapozva ezek a káros tendenciák megállíthatóak, és indokolt esetekben – ésszerű költségráfördítéssel – visszafordíthatóak.

A Tisza mente ökológiai állapotfelmérésének tapasztalataiból kiindulva 1997-ben kutatásaink fő céljának egy olyan egységes szempontrendszer kialakítását tekintettük, ami alkalmas a holtmedrek értékbesorolására természetvédelmi és ökológiai szempontból.

Már munkánk kezdetén kiderült, hogy a KöM és más főhatóságok (pl. KHVM, FVM, BM) által is nagyon várt és szorgalmazott, s az eddigi általános irányelveknél részletesebb tervezési-kezelési útmutató a holtmedrekre nem készíthető, elsősorban három okból. Egyrészt azért, mert a holt medrek nagyon különböző eredetűek és típusúak, amelyeket nem lehet egységesen kezelni. A másik ok a jelenlegi természeti, ill. degradáltsági állapot nagymérvű különbözősége, ami nem teszi lehetővé egységes szempontrendszer szerinti megítélésüket. A harmadik ok a célfüggőség kérdése, hiszen a beavatkozásokat egészen másképp kell tervezni és kivitelezni, ill. a kezelési utasításokat teljesen eltérő módon kell megfogalmazni a különböző hasznosítási módok esetén (mert mondjuk egy üdülési és egy horgászati célú hasznosítás, sőt még egy horgászati és egy halászati célú hasznosítás is más-más tervezési-kivitelezési-kezelési előírásokat igényel).

Mindezekből megítélésünk szerint az következik, hogy először a holt medrek állapotát kell objektíven felmérni és értékelní természetvédelmi és ökológiai alapon. Erre az értékbesorolásra teszünk az alábbiakban javaslatot, mégpedig olyan formában, ami egyrészt a környezetvédelmi felügyelőségek és a nemzeti park-igazgatóságok munkatársai, másrészt speciális szakmai munkacsoportok által egységesen és összehasonlíthatóan elvégezhető.

Az értékbesorolási javaslat felépítése

A javaslat jelenlegi formájában 44 szempont szerinti értékbesorolásra ad lehetőséget. A szempontokat úgy igyekeztünk kiválasztani, hogy azok a holt medernek és a rá befolyást gyakorló szárazföldi környéknek az állapotát sokoldalúan, tehát abiotikus és biotikus oldalról is tükrözzék, sőt a fontosabb pozitív és negatív civilizációs hatások figyelembevételére is lehetőséget nyújtsanak.

Minden szempont esetében meghatározott számú (5–11 közötti) kategóriát adtunk meg, amelyekhez pontszámok tartoznak (0–10 pont között), s ezek közül kell a célirányosan végzett előtanulmányok eredményeinek és tapasztalatainak gondos mérlegelése alapján a megfelelőt kiválasztani. Minél nagyobb egy-egy szemponton belül a pontszám, annál értékesebb a holt meder természetvédelmi és ökológiai nézőpontból (de csak ebből!). Az egyes kategóriákban adott pontszámok összesítésével kapjuk meg az adott holt mederre jellemző összes pontszámot, ami az értékbesorolás alapja.

Az értékbesorolási javaslat szempontrendszere és kategóriái

1. A holt meder besorolása a hatályos és a tervezett/javasolt természetvédelmi oltalom szerint
 - Országos védettségű, vagy ilyen terület része 10 pont
 - Országos védelemre tervezett/javasolt objektum vagy terület 9 pont
 - Helyi védettségű objektum vagy terület 7 pont
 - Helyi védelemre tervezett/javasolt objektum vagy terület 6 pont
 - Tájéképi értékek miatt kímélendő objektum vagy terület 4 pont
 - Alapvetően természeti körülmények túlsúlyával jellemezhető (azaz ember által csak befolyásolt és/vagy szabályozott) objektum vagy terület 2 pont
 - Alapvetően művi körülmények túlsúlyával jellemezhető (ember által fenntartott) objektum vagy terület 0 pont
2. A holt meder természeti állapota szerint
 - Értékes (endemikus, reliktum) fajok és társulások élőhelye 10 pont
 - Természetes vagy természetközeli állapotú fajegyüttesek és társulások élőhelye 8 pont
 - Kisebb mértékű civilizációs hatásokról tanúskodó (pl. sérült, bolygatott, műszaki-technikai beavatkozásoknak alávetett) objektum, de nagy biológiai változatosságú fajegyüttesek és társulások élőhelye 6 pont
 - Civilizációs hatások túlsúlyáról tanúskodó, de főleg extenzív termelési módszerekkel és kíméletes beavatkozásokkal jellemezhető objektum 4 pont
 - Korábban erőteljes civilizációs hatások alatt álló, időközben azonban felhagyott objektum 2 pont
 - Civilizációs hatások döntő túlsúlyáról tanúskodó, főleg intenzív termelési módszerek alkalmazásával jellemezhető objektum 0 pont
3. A part menti szárazföldi védőzóna természeti állapota szerint
 - Értékes (endemikus, reliktum) fajok és társulások élőhelyei 5 pont
 - Természetes vagy természetközeli állapotú fajegyüttesek és társulások élőhelyei 4 pont
 - Kisebb mértékű civilizációs hatásokról tanúskodó (pl. sérült, bolygatott, műszaki-technikai beavatkozásoknak alávetett) területek, de nagy biológiai változatosságú fajegyüttesek és társulások élőhelyei 3 pont
 - Civilizációs hatások túlsúlyáról tanúskodó, de főleg extenzív termelési módszerekkel és kíméletes beavatkozásokkal jellemezhető területek 2 pont

- Korábban erőteljes civilizációs hatások alatt álló, időközben azonban felhagyott területek 1 pont
 - Civilizációs hatások döntő túlsúlyáról tanúskodó, főleg intenzív termelési módszerek alkalmazásával jellemezhető területek 0 pont
4. A holt medret érő degradációs hatások (ember általi károsítás és szennyezés) mértéke szerint⁴
- Degradációtól mentesnek tekinthető objektum 10 pont
 - Degradációs hatások által kevésbé érintett objektum 8 pont
 - Számottevő mértékű degradációs hatások alatt állt vagy álló, ugyanakkor azonban rehabilitációs beavatkozásokkal is jellemezhető objektum 6 pont
 - Degradációs hatások által közepes mértékben érintett objektum 4 pont
 - Jelentős mértékű degradációs hatások alatt állt vagy álló, ugyanakkor azonban rehabilitációs beavatkozásokkal is jellemezhető objektum 2 pont
 - Degradációs hatások által nagyon erősen érintett objektum 0 pont
5. A holt meder környékét érő degradációs hatások (ember általi károsítás és szennyezés) mértéke szerint
- Degradációtól mentesnek tekinthető területek 5 pont
 - Degradációs hatások által kevésbé érintett területek 4 pont
 - Számottevő mértékű degradációs hatások alatt állt vagy álló, ugyanakkor azonban rehabilitációs beavatkozásokkal is jellemezhető területek 3 pont
 - Degradációs hatások által közepes mértékben érintett területek 2 pont
 - Jelentős mértékű degradációs hatások alatt állt vagy álló, ugyanakkor azonban rehabilitációs beavatkozásokkal is jellemezhető területek 1 pont
 - Degradációs hatások által nagyon erősen érintett területek 0 pont
6. A holt mederben található élőlényfajok védettségi szintje szerint
- Fokozottan védett faj(ok) élőhelye 10 pont
 - Védett faj(ok) élőhelye 8 pont
 - A berni és/vagy a bonni egyezmény hatálya alá tartozó faj(ok) élőhelye 6 pont
 - Nem védett, de értékes és ritka (pl. vörös könyves) fajok élőhelye 4 pont

⁴ A használt fogalmak magyarázata: Dévai Gy.-Dévai I.-Felföldy L.-Wittner I.: A vízminőség fogalomrendszerének egy átfogó koncepciója. 3. rész: Az ökológiai vízminőség jellemzésének lehetőségei. *Acta biol. debrecina, Suppl. oecol. hung.*, 1992. 4. 104-106.

- Magyarországon nem, de más országokban védett faj(ok) élőhelye 2 pont
 - Csak széles körű előfordulású és gyakori/tömeges fajok élőhelye 0 pont
7. A part menti szárazföldi védőzónában található élőlényfajok védeltségi szintje szerint
- Fokozottan védett faj(ok) élőhelye 5 pont
 - Védett faj(ok) élőhelye 4 pont
 - A berni és/vagy a bonni egyezmény hatálya alá tartozó faj(ok) élőhelye 3 pont
 - Nem védett, de értékes és ritka (pl. vörös könyves) fajok élőhelye 2 pont
 - Magyarországon nem, de más országokban védett faj(ok) élőhelye 1 pont
 - Csak széles körű előfordulású és gyakori/tömeges fajok élőhelye 0 pont
8. A holt mederben található élőlénytársulások védeltségi szintje szerint
- Fokozottan védendő, unikális közösség(ek)/társulás(ok) élőhelye 10 pont
 - Védendő, értékes és ritka közösség(ek)/társulás(ok) élőhelye 8 pont
 - Mérsékeltten gyakori természetes és/vagy természetközeli közösség(ek)/társulás(ok) élőhelye 6 pont
 - Gyakori természetes és/vagy természetközeli közösség(ek)/társulás(ok) élőhelye 4 pont
 - Jellegtelen és/vagy elgyomosodást mutató, erősen kevert és fragmentált természetes és/vagy természetközeli közösség(ek)/társulás(ok) élőhelye 2 pont
 - Főleg gyomokból és/vagy tájidegen fajokból álló közösség(ek)/társulás(ok) élőhelye 0 pont
9. A part menti szárazföldi védőzónában található élőlénytársulások védeltségi szintje szerint
- Fokozottan védendő, unikális közösség(ek)/társulás(ok) élőhelye 5 pont
 - Védendő, értékes és ritka közösség(ek)/társulás(ok) élőhelye 4 pont
 - Mérsékeltten gyakori természetes és/vagy természetközeli közösség(ek)/társulás(ok) élőhelye 3 pont
 - Gyakori természetes és/vagy természetközeli közösség(ek)/társulás(ok) élőhelye 2 pont
 - Jellegtelen és/vagy elgyomosodást mutató, erősen kevert és fragmentált természetes és/vagy természetközeli közösség(ek)/társulás(ok) élőhelye 1 pont

- Főleg gyomokból és/vagy tájidegen fajokból álló közösség(ek)/társulás(ok) élőhelye 0 pont
10. A holt meder élővilágának előfordulási jelentősége szerint
- Kipusztulóban lévő fajok és/vagy közösségek/társulások élőhelye 10 pont
 - Veszélyeztetett fajok és/vagy közösségek/társulások élőhelye 9 pont
 - Európai jelentőségű fajok és/vagy közösségek/társulások élőhelye 8 pont
 - Országos jelentőségű fajok és/vagy közösségek/társulások élőhelye 6 pont
 - Regionális jelentőségű fajok és/vagy közösségek/társulások élőhelye 5 pont
 - Helyi jelentőségű fajok és/vagy közösségek/társulások élőhelye 4 pont
 - Gyakori, de őshonos fajokkal és/vagy közösségekkel/társulásokkal jellemezhető objektum 2 pont
 - Behurcolt és/vagy betelepített és/vagy gyom jellegűnek minősíthető fajokkal és/vagy közösségekkel/társulásokkal erősen terhelt objektum 0 pont
11. A part menti szárazföldi védőzóna élővilágának előfordulási jelentősége szerint
- Kipusztulóban lévő és/vagy veszélyeztetett fajok és/vagy közösségek/társulások élőhelyei 5 pont
 - Európai és/vagy országos jelentőségű fajok és/vagy közösségek/társulások élőhelyei 4 pont
 - Regionális és/vagy helyi jelentőségű fajok és/vagy közösségek/társulások élőhelyei 3 pont
 - Gyakori, de őshonos fajokkal és/vagy közösségekkel/társulásokkal jellemezhető területek 2 pont
 - Behurcolt és/vagy betelepített és/vagy gyom jellegűnek minősíthető fajokkal és/vagy közösségekkel/társulásokkal erősen terhelt területek 0 pont
12. A holt meder élővilágának érzékenysége szerint (a környezetminőség-változások, elsősorban a civilizációs hatások szempontjából)
- A fajok és/vagy társulások túlnyomó többsége csekély tűrőképességű (azaz nagyon érzékeny és rendkívül sérülékeny) 10 pont
 - A fajok és/vagy társulások jelentős része csekély tűrőképességű (azaz nagyon érzékeny és rendkívül sérülékeny) 8 pont
 - A fajoknak és/vagy társulásoknak csak kis hányada csekély tűrőképességű (azaz nagyon érzékeny és rendkívül sérülékeny) 6 pont

- A fajok és/vagy társulások közül a legérzékenyebbek is csak átlagos tűrőképességűek (azaz mérsékeltén érzékenyek és nem kifejezetten sérülékenyek), de ezek vannak többségben 4 pont
 - A fajok és/vagy társulások közül a legérzékenyebbek is csak átlagos tűrőképességűek (azaz mérsékeltén érzékenyek és nem kifejezetten sérülékenyek), de ezek kisebbségben vannak 2 pont
 - A fajok és/vagy társulások közül a legérzékenyebbek is nagy tűrőképességűek (azaz ellenállóak és kismértékben sérülékenyek) 0 pont
13. A part menti szárazföldi területek élővilágának érzékenysége szerint (a környezetminőség-változások, elsősorban a civilizációs hatások szempontjából)
- A fajok és/vagy társulások túlnyomó többsége csekély tűrőképességű (azaz nagyon érzékeny és rendkívül sérülékeny) 5 pont
 - A fajok és/vagy társulások jelentős része csekély tűrőképességű (azaz nagyon érzékeny és rendkívül sérülékeny) 4 pont
 - A fajoknak és/vagy társulásoknak csak kis hányada csekély tűrőképességű (azaz nagyon érzékeny és rendkívül sérülékeny) 3 pont
 - A fajok és/vagy társulások közül a legérzékenyebbek is csak átlagos tűrőképességűek (azaz mérsékeltén érzékenyek és nem kifejezetten sérülékenyek), de ezek vannak többségben 2 pont
 - A fajok és/vagy társulások közül a legérzékenyebbek is csak átlagos tűrőképességűek (azaz mérsékeltén érzékenyek és nem kifejezetten sérülékenyek), de ezek kisebbségben vannak 1 pont
 - A fajok és/vagy társulások közül a legérzékenyebbek is nagy tűrőképességűek (azaz ellenállóak és kismértékben sérülékenyek) 0 pont
14. A holt meder makrovegetáció általi borítottsága szerint (a holt meder teljes vízfelületére vonatkoztatva, a maximális borítottság idején, általában július végén vagy augusztus elején megállapítva)
- A vízfelület 50-75%-án található hínár és/vagy mocsári növényzet 10 pont
 - A vízfelület 75-100%-án található hínár és/vagy mocsári növényzet 8 pont
 - A vízfelület 25-50%-án található hínár és/vagy mocsári növényzet 6 pont
 - A vízfelület 5-25%-án található hínár és/vagy mocsári növényzet 4 pont
 - A hínár és/vagy a mocsári növényzet nagyon gyér, a vízfelületnek kevesebb mint 5%-án található 2 pont

- A vízfelület teljesen nyílt, hínár és/vagy mocsári növényzet nélküli 0 pont
15. A holt meder makrovegetációjának összetétele szerint
- A faji és küllemi összetétel változatos, a fő vegetációtípusok aránya közel azonos, térbelileg viszont a sávozottság (zonáció) nagyon jellemző 10 pont
 - A faji és a küllemi összetétel nagyon változatos, a fő vegetációtípusok aránya közel azonos, de a sávozottság (zonáció) nem kifejezett 8 pont
 - Az egyik vegetációtípus túlsúlya megállapítható ugyan, de azt sok helyen és jelentős kiterjedésben habituálisan és florálisan eltérő minőségű foltok és/vagy sávok szakítják meg, s így a faji és a küllemi összetétel nagyon változatos 6 pont
 - Az egyik vegetációtípus túlsúlya már jelentős, de azt több helyen és számottevő kiterjedésben habituálisan és florálisan eltérő minőségű foltok és/vagy sávok tarkítják, s így a faji és a küllemi összetétel még változatos 4 pont
 - Az egyik vegetációtípus túlsúlya nagyon kifejezett, de abba néhány helyen és kis kiterjedésben habituálisan és florálisan eltérő minőségű foltok és/vagy sávok ékelődnek, s így a faji és a küllemi összetétel változatossága még észlelhető 2 pont
 - Az egyik vegetációtípus döntő túlsúlya miatt a faji és a küllemi összetételre az egyveretűség jellemző 0 pont
16. A holt mederben a zonáció (nyílt víz, hinaras, nádas/magassásos) kifejlődése szerint
- A meder teljes hosszának legalább 50%-ában mindhárom fő zóna valamelyik part mentén szép kifejlődésben megtalálható 10 pont
 - A meder teljes hosszának 25–50%-ában mindhárom fő zóna, további legalább 50%-ában pedig két fő zóna valamelyik part mentén szép kifejlődésben megtalálható 9 pont
 - A meder teljes hosszának 25–50%-ában mindhárom fő zóna, további 25–50%-ában pedig két fő zóna valamelyik part mentén szép kifejlődésben megtalálható 8 pont
 - A meder teljes hosszának legalább 50%-ában két fő zóna valamelyik part mentén szép kifejlődésben megtalálható 6 pont
 - A meder teljes hosszának 25–50%-ában legalább két fő zóna valamelyik part mentén szép kifejlődésben megtalálható 4 pont
 - A zonáció a meder teljes hosszának kevesebb mint 25%-ában észlelhető legalább két fő zóna formájában 2 pont
 - A zonáció hiányzik, az egyik fő zóna a medret teljesen kitölti 0 pont

17. A holt meder makrovegetációjának (hinaras, nádas/magassásos) mozaikossága szerint
- A mozaikosság mindkét fő zóna legalább 75%-ában kifejezett 10 pont
 - A mozaikosság az egyik zóna legalább 75%-ában, a másiknak 25-75%-ában kifejezett 8 pont
 - A mozaikosság mindkét fő zóna 25-75%-ában kifejezett 6 pont
 - A mozaikosság csak az egyik fő zóna 25-75%-ában kifejezett 4 pont
 - A mozaikosság csak kis kiterjedésben és csekély mértékben felismerhető 2 pont
 - Mozaikosság nem észlelhető 0 pont
18. A holt meder makrovegetációjának (hinaras, nádas/magassásos) művi fragmentáltsága szerint
- Művi fragmentáltság egyáltalán nem észlelhető 10 pont
 - A művi fragmentáltság csak kis kiterjedésű és csekély mértékű 8 pont
 - A művi fragmentáltság legfeljebb az egyik fő zóna 25-75%-ában kifejezett 6 pont
 - A művi fragmentáltság mindkét fő zóna 25-75%-ában kifejezett 4 pont
 - A művi fragmentáltság az egyik zóna több mint 75%-ában, a másiknak 25-75%-ában kifejezett 2 pont
 - A művi fragmentáltság mindkét fő zóna több mint 75%-ában kifejezett 0 pont
19. A part menti (100 m széles) szárazföldi védőzóna állapota szerint
- A partszegélyt teljes hosszában természetes és/vagy természetközeli állapotú állományok/társulások kísérik 10 pont
 - A partszegélyt nem a teljes hosszában, de több mint 50%-ában természetes és/vagy természetközeli állapotú állományok/társulások kísérik, s a többi partszakasznak is legalább az 50%-án zömmel őshonos fajokból álló és extenzív művelésű területek (pl. erdőültetvények, kaszálórétek, legelők) találhatók 8 pont
 - A partszegélynek kevesebb mint 50%-át kísérik természetes és/vagy természetközeli állapotú állományok/társulások, de a többi partszakasznak legalább az 50%-án zömmel őshonos fajokból álló és extenzív művelésű területek találhatók 6 pont
 - A part mentén természetes és/vagy természetközeli állapotú állományok/társulások nem találhatók, de a teljes partszegélynek több mint 50%-át zömmel őshonos fajokból álló és extenzív művelésű területek kísérik 4 pont

- A part mentén természetes és/vagy természetközeli állapotú állományok/társulások nem találhatók, s a zömmel őshonos fajokból álló és extenzív művelésű területek is kevesebb mint 50%-án kísérik a teljes partszegélyt 2 pont
 - A part mentén a természetes védőzóna hiányzik (csak mezőgazdasági kultúrák és/vagy települések kísérik a partszegélyt) 0 pont
20. A part menti szárazföldi védőzóna szélessége szerint
- A természetes és/vagy természetközeli állapotú védőzóna teljes hosszának több mint 75%-a legalább 200 m széles 10 pont
 - A természetes és/vagy természetközeli állapotú védőzóna teljes hosszának 50–75%-a legalább 200 m széles 8 pont
 - A természetes és/vagy természetközeli állapotú védőzóna teljes hosszának csak kevesebb mint 50%-a szélesebb 200 m-nél, de a többi részének több mint a fele 50–200 m széles 6 pont
 - A természetes és/vagy természetközeli állapotú védőzóna teljes hosszának csak kevesebb mint 50%-a szélesebb 200 m-nél, s a többi részének is több mint a fele keskenyebb 50 m-nél 4 pont
 - A természetes és/vagy természetközeli állapotú védőzóna szélessége sehol nem haladja meg a 200 m-t, de teljes hosszának több mint 50%-a 50–200 m széles 3 pont
 - A természetes és/vagy természetközeli állapotú védőzóna szélessége sehol nem haladja meg a 200 m-t, s teljes hosszának is több mint 50%-a keskenyebb 50 m-nél 2 pont
 - Természetes és/vagy természetközeli állapotú védőzóna a part mentén csak szétszórtan és legfeljebb kisebb foltokban található 0 pont
21. A vízi és a szárazföldi szegélytársulások (ökotonok) állapota szerint
- A szegélytársulások a partvonal teljes hosszában vagy legalább 75%-ában épek, az átjárhatóság kitűnően biztosított 10 pont
 - A szegélytársulások a partvonal 50–75%-ában épek, az átjárhatóság jól biztosított 8 pont
 - A szegélytársulások a partvonalnak csak 25–50%-ában épek, az átjárhatóság viszont nagyobb szakaszokon jól biztosított 6 pont
 - A szegélytársulások a partvonalnak csak 25–50%-ában épek, s az átjárhatóság is többnyire korlátozott 4 pont
 - A szegélytársulások a partvonal kevesebb mint 25%-ában épek, az átjárhatóság akadályozott 2 pont
 - A szegélytársulások a teljes partvonalon erősen szabdaltak és károsodottak, az átjárhatóság csekély mértékű 0 pont

22. A holt medernek a természeti értékmegőrzés szempontjából megítélt kapcsolatrendszere szerint (több szempont együttes érvényessége esetén mindig a legnagyobb pontszámérték veendő figyelembe)
- Természetvédelmi oltalom alatt álló terület mellett helyezkedik el, azzal érintkezik 5 pont
 - Természetes zöld folyosó (pl. folyóvölgy, hullámtér) alapvető részének tekinthető 4 pont
 - Környezetileg érzékeny területen (pl. ivóvízbázison, kiemelt felszíni vagy felszín alatti vízminőség-védelmi területen, felszíni szennyeződésre erősen érzékeny területen, kiemelt üdülőkörzetben) fekszik 3 pont
 - Környezetileg érzékeny terület mellett helyezkedik el, azzal érintkezik 2 pont
 - Természeti és környezeti érzékenységi szempontjából érdektelen területen helyezkedik el 0 pont
23. A holt meder esetében indokolt és szükséges természetmegőrzési célú beavatkozás szerint
- Természetmegőrzési szempontból prezervációt igénylő objektum 10 pont
 - Természetmegőrzési szempontból konzervációt igénylő objektum 8 pont
 - Természetmegőrzési szempontból rehabilitációra alkalmas objektum 6 pont
 - Természetmegőrzési szempontból rekonstrukcióra alkalmas objektum 4 pont
 - Természetmegőrzési szempontból kreációt megkívánó objektum 2 pont
 - Természetmegőrzési célra alkalmatlan objektum 0 pont
24. A holt meder vízpótlásának lehetősége szerint
- Állandó és a főmederből közvetlenül történő vízpótlása mel-lékággá alakítással biztosítható 10 pont
 - Gravitációs vízpótlása a főmederből közepes vagy annál na-gyobb vízállás esetén közvetlenül biztosítható (valódi holtággá alakítható) 8 pont
 - A főmederből történő közvetlen vízpótlása csak nagyobb ár-hullámok esetén biztosított 6 pont
 - Természetes vízpótlása kizárólag csapadékból és talajvízből származik, a főmederből történő szivattyús feltöltése viszont egyszerű átemeléssel megoldható 4 pont

- Természetes vízpótlása kizárólag csapadékból és talajvízből származik, a főmederből történő szivattyús feltöltése pedig csak kisebb járulékos beruházással (pl. csatornaépítéssel, csővezeték-fektetéssel) biztosítható 2 pont
 - Természetes vízpótlása kizárólag csapadékból és szivárgó talajvízből származik, mesterséges vízpótlása (pl. a főmederből vagy kutakból) csak nagyon költséges beruházással valósítható meg 0 pont
25. A holt meder meglévő hasznosításának típusa szerint
- Természetvédelmi oltalom alatt áll, egyéb célú hasznosítása nincs 10 pont
 - Természetvédelmi oltalom alatt áll, de ökoturizmus céljára igénybe veszik 9 pont
 - Természetvédelmi oltalom alatt áll, de vízgazdálkodási céllal (belvíztározásra, öntözésre) hasznosítják 8 pont
 - Természetvédelmi oltalom alatt áll, de horgászati céllal hasznosítják 6 pont
 - Extenzív halászati és/vagy horgászati hasznosítása folyik 4 pont
 - Rekreatív célú (üdülés, fürdés, vízi sportok) hasznosítása folyik 3 pont
 - Intenzív halászati és/vagy horgászati hasznosítása folyik 2 pont
 - Víztisztítási és -szennyvíztisztítási célú hasznosítása folyik vagy szennyvizet/hévizet fogad be 0 pont
26. A holt meder tervezett és/vagy igényelt hasznosításának típusa szerint (többcélú integrált hasznosítás esetén az értékeléshez mindig a legalacsonyabb pontszámot kell figyelembe venni)
- Kizárólag természetvédelmi oltalom alá vonását tervezik 10 pont
 - Kizárólag ökoturisztikai célú hasznosítását tervezik 9 pont
 - Vízgazdálkodási (belvíztározási) célú hasznosítását tervezik 8 pont
 - Horgászati és/vagy extenzív halászati célú hasznosítását tervezik 6 pont
 - Rekreatív (üdülési, fürdési, vízi sport) célú hasznosítását tervezik 4 pont
 - Intenzív halászati hasznosítását tervezik 2 pont
 - Szennyvíztározási és -tisztítási célú hasznosítását tervezik 0 pont
27. A holt meder víztértípusa szerint⁵
- Láp (teljes egészében, ill. részben, égeres láperdővel és/vagy mocsári növényzettel együtt) 10 pont

⁵ A használt víztér-típológiai nevek magyarázata és leírása: Dévai Gy. et al.: i. m. (1992) 53–56.

- Kopolya 8 pont
 - Mocsár 6 pont
 - Kis tó 4 pont
 - Kis vizek (tömpöly, pocsolya, tocsogók) együttese 2 pont
 - Kiszáradt meder 0 pont
28. A holt meder vízforgalma szerint⁶
- Eusztatikus típusú 10 pont
 - Szemisztatikus típusú, s egész léte alatt vízzel borított 8 pont
 - Szemisztatikus típusú, de többévenként olykor kiszáradó (átmenetet képező az asztatikus típusba) 6 pont
 - Asztatikus típusú, de egész léte alatt vízzel borított 4 pont
 - Asztatikus típusú, s évenként általában csak egyszer kiszáradó 2 pont
 - Asztatikus típusú, s évenként többször is kiszáradó 0 pont
29. A holt meder nyílt vízi függélyére a nyári időszakban jellemző kémiai viszonyok (halobitás) szerint⁷
- Kis sótartalmú és savas vagy semleges protonaktivitású víz 10 pont
 - Közepes sótartalmú és savas vagy semleges protonaktivitású víz 8 pont
 - Kis sótartalmú és lúgos protonaktivitású víz 6 pont
 - Közepes sótartalmú és lúgos protonaktivitású víz 4 pont
 - Nagy sótartalmú és savas vagy semleges protonaktivitású víz 2 pont
 - Nagy sótartalmú és lúgos protonaktivitású víz 0 pont
30. A holt meder nyílt vízi függélyére a nyári időszakban jellemző fényviszonyok (luciditás) szerint⁸
- Igen jó fényellátottságú víz 10 pont
 - Jó fényellátottságú víz 8 pont
 - Közepes fényellátottságú víz 6 pont
 - Gyenge fényellátottságú víz 4 pont
 - Rossz fényellátottságú víz 2 pont
31. A holt meder nyílt vízi függélyére a nyári időszakban jellemző oxigénviszonyok (aerobitás) szerint⁹
- Aerob a teljes víztömeg, az anaerob-aerob zónahatár az üledékben 8 cm-nél mélyebben van 10 pont

⁶ A használt vízforgalmi típusok magyarázata és leírása. Dévai et al.: i. m. (1992) 124-125.

⁷ A használt jellemzők magyarázata és értékhatai: Dévai Gy. et al.: i. m. (1992) 138.

⁸ A használt jellemzők magyarázata és értékhatai: Dévai Gy. et al.: i. m. (1992) 140-141.

⁹ A használt jellemzők magyarázata és értékhatai: Dévai Gy. et al.: i. m. (1992) 144-145.

- Aerob a teljes víztömeg, az anaerob–aerob zónahatár az üledék 3–8 cm közötti rétegében van 8 pont
- Aerob a teljes víztömeg, az anaerob–aerob zónahatár az üledék felső 3 cm-ében van 6 pont
- Aerob a teljes víztömeg, de a fenéküledék és a határfelületi víz anaerob 4 pont
- Az anaerob víztömeg részaránya kisebb, mint a teljes víztömeg 20%-a 2 pont
- Az anaerob víztömeg részaránya nagyobb, mint a teljes víztömeg 20%-a 0 pont

32. A holt meder nyílt vízi függélyére a nyári időszakban jellemző szerves növényi tápanyagtartalom (trofitás) szerint¹⁰

- Szerves növényi tápanyagban igen szegény (az oldott ortofoszfát-foszfor mennyisége nagyon csekély: 0,025 mg P/l alatti) 10 pont
- Szerves növényi tápanyagban szegény (az oldott ortofoszfát-foszfor mennyisége csekély: 0,025–0,075 mg P/l közötti) 8 pont
- Szerves növényi tápanyagban mérsékelten gazdag (az oldott ortofoszfát-foszfor mennyisége számottevő: 0,075–0,2 mg P/l közötti) 6 pont
- Szerves növényi tápanyagban gazdag (az oldott ortofoszfát-foszfor mennyisége jelentős: 0,2–0,5 mg P/l közötti) 4 pont
- Szerves növényi tápanyagban igen gazdag (az oldott ortofoszfát-foszfor mennyisége nagyon jelentős: 0,5–1,0 mg P/l közötti) 2 pont
- Szerves növényi tápanyagban rendkívül gazdag (az oldott ortofoszfát-foszfor mennyisége igen nagy: 1,0 mg P/l fölötti) 0 pont

33. A holt meder nyílt vízi függélyére a nyári időszakban jellemző szerves tápanyagtartalom (szaprobitás) szerint¹¹

- Szerves tápanyagban igen szegény (a savas kálium-permanganáttal mért kémiai oxigénigény értéke nagyon alacsony: 2,5 mg O₂/l alatti) 10 pont
- Szerves tápanyagban szegény (a savas kálium-permanganáttal mért kémiai oxigénigény értéke alacsony: 2,5–10,0 mg O₂/l közötti) 8 pont
- Szerves tápanyagban mérsékelten gazdag (a savas kálium-permanganáttal mért kémiai oxigénigény értéke számottevő: 10–25 mg O₂/l közötti) 6 pont

¹⁰ A használt jellemzők magyarázata: Dévai Gy. et al.: i. m. (1992) 147–150.

¹¹ A használt jellemzők magyarázata: Dévai Gy. et al.: i. m. (1992) 150–153.

- Szerves tápanyagban gazdag (a savas kálium-permanganáttal mért kémiai oxigénigény értéke jelentős: 25–40 mg O_2 /l közötti) 4 pont
 - Szerves tápanyagban igen gazdag (a savas kálium-permanganáttal mért kémiai oxigénigény értéke nagyon jelentős: 40–80 mg O_2 /l közötti) 2 pont
 - Szerves tápanyagban rendkívül gazdag (a savas kálium-permanganáttal mért kémiai oxigénigény értéke igen nagy: 80 mg O_2 /l fölötti) 0 pont
34. A holt meder nyílt vízi függélyében a nyári időszakban kimutatható építő (konstruáló) szervezetek mennyisége (konstruktivitás) szerint¹²
- Építő (konstruáló) szervezetekben igen szegény (az a-klorofill-tartalom igen csekély: 10 mg/m³ alatti) 10 pont
 - Építő (konstruáló) szervezetekben szegény (az a-klorofill-tartalom csekély: 10–25 mg/m³ közötti) 8 pont
 - Építő (konstruáló) szervezetekben mérsékeltén gazdag (az a-klorofill-tartalom számottevő: 25–50 mg/m³ közötti) 6 pont
 - Építő (konstruáló) szervezetekben gazdag (az a-klorofill-tartalom jelentős: 50–175 mg/m³ közötti) 4 pont
 - Építő (konstruáló) szervezetekben igen gazdag (az a-klorofill-tartalom nagyon jelentős: 175–400 mg/m³ közötti) 2 pont
 - Építő (konstruáló) szervezetekben rendkívül gazdag (az a-klorofill-tartalom igen nagy: 400 mg/m³ fölötti) 0 pont
35. A holt meder nyílt vízi függélyében a nyári időszakban kimutatható lebontó (destruáló) szervezetek mennyisége (destruktivitás) szerint¹³
- Lebontó (destruáló) szervezetekben igen szegény (a planktonikus baktériumszám igen csekély, 1×10^6 ind./ml alatti, és/vagy a 22 °C-on tenyésztett szaprofita baktériumok telepszáma 500 alatti) 10 pont
 - Lebontó (destruáló) szervezetekben szegény (a planktonikus baktériumszám csekély, 1×10^6 – 3×10^6 ind./ml közötti, és/vagy a 22 °C-on tenyésztett szaprofita baktériumok telepszáma 500 és 5000 közötti) 8 pont
 - Lebontó (destruáló) szervezetekben mérsékeltén gazdag (a planktonikus baktériumszám számottevő, 3×10^6 – 10×10^6 ind./ml közötti, és/vagy a 22 °C-on tenyésztett szaprofita baktériumok telepszáma 5000 és 100 000 közötti) 6 pont

¹² A használt jellemzők magyarázata: Dévai Gy. et al.: i. m. (1992) 156–157.

¹³ A használt jellemzők magyarázata: Dévai Gy. et al.: i. m. (1992) 162–164.

- Lebontó (destruáló) szervezetekben gazdag (a planktonikus baktériumszám jelentős, 10×10^6 – 50×10^6 ind./ml közötti, és/vagy a 22 °C-on tenyésztett szaprofita baktériumok telepszáma 100 000 és 1 000 000 közötti) 4 pont
 - Lebontó (destruáló) szervezetekben igen gazdag (a planktonikus baktériumszám nagyon jelentős, 50×10^6 – 200×10^6 ind./ml közötti, és/vagy a 22 °C-on tenyésztett szaprofita baktériumok telepszáma 1 000 000 és 5 000 000 közötti) 2 pont
 - Lebontó (destruáló) szervezetekben rendkívül gazdag (a planktonikus baktériumszám igen nagy, 200×10^6 ind./ml fölötti, és/vagy a 22 °C-on tenyésztett szaprofita baktériumok telepszáma 5 000 000 fölötti) 0 pont
36. A holt meder feltöltődésének mértéke szerint (a meder legmélyebb részén végzett és arra vonatkoztatott mérések alapján)
- A holt mederré válás után képződött üledékréteg vastagsága 30 cm-nél kisebb 10 pont
 - A holt mederré válás után képződött üledékréteg vastagsága 30–60 cm közötti 8 pont
 - A holt mederré válás után képződött üledékréteg vastagsága 60–90 cm közötti 6 pont
 - A holt mederré válás után képződött üledékréteg vastagsága 90–120 cm közötti 4 pont
 - A holt mederré válás után képződött üledékréteg vastagsága 120–160 cm közötti 2 pont
 - A holt mederré válás után képződött üledékréteg vastagsága 160 cm-nél nagyobb 0 pont
37. A holt meder vízmélysége és a holt mederben képződött üledék vastagsága közötti arány szerint (a lehetséges maximális vízállásra vonatkoztatva, a meder legmélyebb részén végzett mérések alapján)
- A vízmélység és a saját üledékvastagság közötti arány több mint 5:1 10 pont
 - A vízmélység és a saját üledékvastagság közötti arány 5:1 és 4:1 közötti 8 pont
 - A vízmélység és a saját üledékvastagság közötti arány 4:1 és 3:1 közötti 6 pont
 - A vízmélység és a saját üledékvastagság közötti arány 3:1 és 2:1 közötti 4 pont
 - A vízmélység és a saját üledékvastagság közötti arány 2:1 és 1:1 közötti 2 pont

- A vízmélység és a saját üledékvastagság közötti arány kisebb, mint 1:1 0 pont

38. A holt mederben képződött fiatal üledék (a meder legmélyebb részén a felső 5 cm-es üledékréteg) szervesanyag-tartalma szerint

- A szervesanyag-tartalom mennyisége 5% alatti (a KOI_{Cr} értéke $60 \text{ g O}_2/\text{kg sz. a.}$ alatti) 10 pont
- A szervesanyag-tartalom mennyisége 5–10% közötti (a KOI_{Cr} értéke $60\text{--}150 \text{ g O}_2/\text{kg sz. a.}$ közötti) 8 pont
- A szervesanyag-tartalom mennyisége 11–16% közötti (a KOI_{Cr} értéke $150\text{--}240 \text{ g O}_2/\text{kg sz. a.}$ közötti) 6 pont
- A szervesanyag-tartalom mennyisége 17–23% közötti (a KOI_{Cr} értéke $240\text{--}360 \text{ g O}_2/\text{kg sz. a.}$ közötti) 4 pont
- A szervesanyag-tartalom mennyisége 24–30% közötti (a KOI_{Cr} értéke $360\text{--}480 \text{ g O}_2/\text{kg sz. a.}$ közötti) 2 pont
- A szervesanyag-tartalom mennyisége 30% fölötti (a KOI_{Cr} értéke $480 \text{ g O}_2/\text{kg sz. a.}$ fölötti) 0 pont

39. A holt mederré válás után képződött üledék szervesanyag-tartalmának mélységbeli eloszlása szerint, a meder legmélyebb részén végzett mérések alapján

- A teljes saját üledék közel azonosan alacsony (5% alatti) szervesanyag-tartalmú; a KOI_{Cr} értéke $150 \text{ g O}_2/\text{kg sz. a.}$ alatti 10 pont
- Csak a felső 5 cm-es üledékréteg szervesanyag-tartalma magas (5–12% közötti), az alatta lévő üledékréteg(ek)é többségében alacsony (5% alatti); a KOI_{Cr} értéke a felső 5 cm-es üledékrétegben $150\text{--}360 \text{ g O}_2/\text{kg sz. a.}$ közötti, az alatta lévő üledékréteg(ek)ben $150 \text{ g O}_2/\text{kg sz. a.}$ alatti 9 pont
- A felső 15 cm-es üledékréteg szervesanyag-tartalma magas (5–12% közötti), az alatta lévő üledékréteg(ek)é többségében alacsony (5% alatti); a KOI_{Cr} értéke a felső 15 cm-es üledékrétegben $150\text{--}360 \text{ g O}_2/\text{kg sz. a.}$ közötti, az alatta lévő üledékréteg(ek)ben $150 \text{ g O}_2/\text{kg sz. a.}$ alatti 8 pont
- A teljes saját üledék közel azonosan magas (5–12% közötti) szervesanyag-tartalmú; a KOI_{Cr} értéke $150\text{--}360 \text{ g O}_2/\text{kg sz. a.}$ közötti 7 pont
- Csak a felső 5 cm-es üledékréteg szervesanyag-tartalma kiugróan magas (12% fölötti), az alatta lévő üledékréteg(ek)é többségében alacsony (5% alatti); a KOI_{Cr} értéke a felső 5 cm-es üledékrétegben $360 \text{ g O}_2/\text{kg sz. a.}$ fölötti, az alatta lévő üledékréteg(ek)ben $150 \text{ g O}_2/\text{kg sz. a.}$ alatti 5 pont

- Csak a felső 5 cm-es üledékréteg szervesanyag-tartalma kiugróan magas (12% fölötti), az alatta lévő 10 cm-es üledékréteg többségében magas (5–12% közötti), míg a mélyebben lévő üledékréteg(ek)é többségében alacsony (5% alatti); a KOI_{Cr} értéke a felső 5 cm-es üledékrétegben $360 \text{ g O}_2/\text{kg sz. a.}$ fölötti, az alatta lévő 10 cm-es üledékrétegben $150\text{--}360 \text{ g O}_2/\text{kg sz. a.}$ közötti, a mélyebben lévő üledékréteg(ek)ben $150 \text{ g O}_2/\text{kg sz. a.}$ alatti 4 pont
 - A felső 15 cm-es üledékréteg szervesanyag-tartalma kiugróan magas (12% fölötti), az alatta lévő üledékréteg(ek)é többségében alacsony (5% alatti); a KOI_{Cr} értéke a felső 15 cm-es üledékrétegben $360 \text{ g O}_2/\text{kg sz. a.}$ fölötti, az alatta lévő üledékréteg(ek)ben $150 \text{ g O}_2/\text{kg sz. a.}$ alatti 3 pont
 - A felső 15 cm-es üledékréteg szervesanyag-tartalma kiugróan magas (12% fölötti), az alatta lévő üledékréteg(ek)é többségében magas (5–12% közötti); a KOI_{Cr} értéke a felső 15 cm-es üledékrétegben $360 \text{ g O}_2/\text{kg sz. a.}$ fölötti, az alatta lévő üledékréteg(ek)ben $150\text{--}360 \text{ g O}_2/\text{kg sz. a.}$ közötti 1 pont
 - A teljes saját üledék közel azonosan kiugróan magas (12% fölötti) szervesanyag-tartalmú; a KOI_{Cr} értéke $360 \text{ g O}_2/\text{kg sz. a.}$ fölötti 0 pont
40. A holt mederben képződött friss üledék (a meder legmélyebb részén a felső 5 cm-es üledékréteg) szerves anyagainak aerob körülmények közötti lebonthatósága szerint
- A szerves anyagoknak csak igen csekély része (kevesebb mint 5%-a) bomlik le teljesen; a KOI_{Cr} értéke 5 nap alatt az üledék eredeti KOI_{Cr} értékéhez képest kevesebb, mint 20%-kal csökken 10 pont
 - A szerves anyagoknak csak kisebb (5–10% közötti) része bomlik le teljesen; a KOI_{Cr} értéke 5 nap alatt az üledék eredeti KOI_{Cr} értékéhez képest 20–40%-kal csökken 8 pont
 - A szerves anyagok számottevő (10–20% közötti) része teljesen lebomlik; a KOI_{Cr} értéke 5 nap alatt az üledék eredeti KOI_{Cr} értékéhez képest 40–60%-kal csökken 6 pont
 - A szerves anyagok jelentős (20–40% közötti) része teljesen lebomlik; a KOI_{Cr} értéke 5 nap alatt az üledék eredeti KOI_{Cr} értékéhez képest 60–80%-kal csökken 4 pont
 - A szerves anyagok túlnyomó része (több mint 40%-a) teljesen lebomlik; a KOI_{Cr} értéke 5 nap alatt az üledék eredeti KOI_{Cr} értékéhez képest több mint 80%-kal csökken 2 pont

41. A holt mederben képződött friss üledék (a meder legmélyebb részén a felső 5 cm-es üledékréteg) szerves anyagainak aerob körülmények közötti lebomlási intenzitása szerint

- A szerves anyagok aerob lebomlása igen lassú ütemű, az oldott oxigéntartalom csökkenése 24 óra alatt kevesebb mint 20% 10 pont
- A szerves anyagok aerob lebomlása lassú ütemű, az oldott oxigéntartalom csökkenése 24 óra alatt 20–40% közötti 8 pont
- A szerves anyagok aerob lebomlása mérsékelten gyors ütemű, az oldott oxigéntartalom csökkenése 24 óra alatt 40–60% közötti 6 pont
- A szerves anyagok aerob lebomlása gyors ütemű, az oldott oxigéntartalom csökkenése 24 óra alatt 60–80% közötti 4 pont
- A szerves anyagok aerob lebomlása igen gyors ütemű, az oldott oxigéntartalom csökkenése 24 óra alatt több mint 80% 2 pont

42. A holt mederben képződött fiatal üledékben (a meder legmélyebb részén a felső 5 cm-es üledékrétegben) található lebontó (destruáló) szervezetek mennyisége (a 22 °C-on tenyésztett szaprofita baktériumok telepszáma) szerint

- Lebontó (destruáló) szervezetekben igen szegény (a telepszám 1 g nedves üledékben 500 000 alatti) 10 pont
- Lebontó (destruáló) szervezetekben szegény (a telepszám 1 g nedves üledékben 500 000 és 1 000 000 közötti) 8 pont
- Lebontó (destruáló) szervezetekben mérsékelten gazdag (a telepszám 1 g nedves üledékben 1 000 000 és 3 000 000 közötti) 6 pont
- Lebontó (destruáló) szervezetekben gazdag (a telepszám 1 g nedves üledékben 3 000 000 és 6 000 000 közötti) 4 pont
- Lebontó (destruáló) szervezetekben igen gazdag (a telepszám 1 g nedves üledékben 6 000 000 és 10 000 000 közötti) 2 pont
- Lebontó (destruáló) szervezetekben rendkívül gazdag (a telepszám 1 g nedves üledékben 10 000 000 fölötti) 0 pont

43. A holt meder élővilágának veszélyeztetettsége (perniciozitás) szerint (elsősorban a nehézfémekre és a klórozott szénhidrogén típusú növényvédő szerekre nézve, valamilyen érzékeny mintaélőlény alapján)¹⁴

- Veszélyeztetettség egyáltalán nem áll fenn és a közeljövőben nem is várható 10 pont

¹⁴ Vö. Dévai Gy.–Dévai I.–Czegény I.–Harman B.–Wittner I.: A bioindikáció értelmezési lehetőségeinek vizsgálata különböző terheltségű északkelet-magyarországi vizektereknél. *Hidrológiai Közl.*, 1993. 73. 4. 202–211.

- Veszélyeztetettség még nem áll fenn, de kialakulása hamarosan várható 9 pont
 - A veszélyeztetettség csak egyoldalú és csekély mértékű 8 pont
 - A veszélyeztetettség többoldalú és csekély mértékű 7 pont
 - A veszélyeztetettség sokoldalú, de csekély mértékű 6 pont
 - A veszélyeztetettség egyoldalú, de jelentős mértékű 5 pont
 - A veszélyeztetettség többoldalú és jelentős mértékű 4 pont
 - A veszélyeztetettség sokoldalú és jelentős mértékű 3 pont
 - A veszélyeztetettség egyoldalú, de nagyon jelentős mértékű 2 pont
 - A veszélyeztetettség többoldalú és nagyon jelentős mértékű 1 pont
 - A veszélyeztetettség sokoldalú és nagyon jelentős mértékű 0 pont
44. A part menti szárazföldi területek élővilágának veszélyeztetettsége (pernicióztás) szerint (elsősorban a nehézfémekre és a klórozott szénhidrogén típusú növényvédő szerekre nézve, valamilyen érzékeny mintaélőlény alapján)¹⁵
- Veszélyeztetettség egyáltalán nem áll fenn és a közeljövőben nem is várható 5 pont
 - Veszélyeztetettség még nem áll fenn, de kialakulása hamarosan várható 4 pont
 - A veszélyeztetettség csak egyoldalú és kismértékű 3 pont
 - A veszélyeztetettség sokoldalú, de kismértékű 2 pont
 - A veszélyeztetettség egyoldalú, de nagymértékű 1 pont
 - A veszélyeztetettség sokoldalú és nagymértékű 0 pont

Javaslat az értékbesorolásra

A fenti szempontok alapján végzett teljes körű értékelés összesített végeredményeként kapható legnagyobb pontszám 400. Az eddigi – bár hangsúlyosan csak előzetesnek és tájékoztató jellegűnek tekinthető felmérések alapján – a következő értékkategóriákra lehet kiindulásként javaslatot tenni:

- Rendkívül értékes (I. osztályú) holt meder (320 pont fölötti)
- Nagyon értékes (II. osztályú) holt meder (241–320 pont közötti)
- Számottevően értékes (III. osztályú) holt meder (161–240 pont közötti)
- Mérsékeltén értékes (IV. osztályú) holt meder (80–160 pont közötti)
- Kevésbé értékes (V. osztályú) holt meder (80 pont alatti)

Az előbbieken javasolt kategorizálásnak természetesen még ki kell állnia az idő és a gyakorlat próbáját. Az értékelő munkát azonban legalább a tesztelés szintjén haladéktalanul el kellene kezdeni, mégpedig két irányban. Egy-

¹⁵ Vö. Dévai et al.: i. m. (1993)

rész a viszonylag leginkább természetes állapotú (az ún. szentély jellegű) holt medreket lenne szükséges felmérni, hogy a későbbiekben biztos összehasonlítási alapunk legyen, másrészt a Felső-Tisza-vidék különböző típusú és hasznosítású holt medreinél lehetne a módszer érzékenységét és alkalmazhatóságát kipróbálni. Ezeknek az etalonfelméréseknek az eredményei alapján lehetne az értékelési rendszert és az értékesítési javaslatot véglegesíteni.

Tudományos megközelítésben csak ezt követően lenne értelme sort keríteni az állapottól függő hasznosítási lehetőségek feltárására, s ezeknek a társadalmi oldalról felmerülő hasznosítási igényekkel történő átgondolt összevetésére. Szakmai szempontból ugyanis kizárólag akkor célszerű az állapot- és célfüggő tervezési-kivitelezési-kezelési irányelveket az adott konkrét esetre (pl. azonos típusú, állapotú és hasznosítási célú holt medrek csoportjaira) vonatkozóan kialakítani, ha e kétféle, gyakran különböző szempontú, de mindenképpen összehangolandó megközelítés között az egyezés létrejön.

Az Északi-Alföld és a Tisza-völgy vizes élőhelyeinek állapotvizsgálata és monitorozása

A minőségi emberi élethez szükséges természeti környezetünk állapota és annak védelme napjainkban egyre jelentősebb társadalmi, gazdasági és politikai tényező, ezért nekünk, a Debreceni Egyetemen dolgozó oktatóknak és kutatóknak kötelességünk, hogy az Északi-Alföld és a Tisza-völgy régióban interdiszciplináris ökológiai és a természetvédelmi állapot feltárását eredményező kutatásokat végezzünk és az emberi beavatkozásra bekövetkező változások nyomon követésére megfelelő monitorozó rendszereket fejlesszünk ki, illetve alkalmazzunk.¹

A Debreceni Egyetem Alkalmazott Ökológiai Tanszék munkatársai és a Vízi Környezetvédelem PhD alprogramban részt vevő PhD-hallgatók megfelelő tapasztalatokkal rendelkeznek az Észak-Alföldön és a Tisza-völgyben található vizes élőhelyek ökológiai állapotfeltárásában, valamint természetvédelmi kezeléseik megalapozásában, illetve alkalmazásában. A területen végzett tanszéki kutatási tevékenység az utóbbi években fokozódott és új hangsúlyt kapott a kormány 2152/95. (V. 25.) számú határozatának elfogadása után, mely elismerte és megerősítette a 2042/94. (V. 9.) számú kormányhatározattal jóváhagyott „Alföld-program” célkitűzéseit. Az Ökológiai Tanszék és az új Alkalmazott Ökológiai Tanszék a program feladatainak végrehajtásában kezdettől fogva tevékeny részt vállalt és vállal, ezért folytattuk az előző években elkezdett „Kelet-közép-európai természetvédelmi kutatóhálózat kialakítása” című KTM-MTA egyezményes program keretében végzett kutatásainkat.

Az Észak-Alföldön és a Tisza-völgyben világviszonylatban is egyedülálló vizes élőhelyeket találunk, amelyeket ökológiai és természetvédelmi szempontból szentély jellegűnek tekinthetünk. Más élőhelyek, valamivel kisebb

¹ A téma kidolgozásában részt vett: Tóth Albert, Kiss Magdolna, Kiss Marianna, Szabó Marianne, Juhász Péter, Kovács Béla, Keresztúri Péter, Bitskey Klára, Dalmay Klára, Jakab Gusztáv, Lesku Balázs (Debreceni Egyetem Növénytan Tanszék), Aradi Csaba (Hortobágyi Nemzeti Park), Gőri Szilvia (Hortobágyi Nemzeti Park).

ökológiai értéket képviselnek, de természetmegőrzési prioritásúak. A harmadik csoportba tartoznak azok a területek, amelyeket az ember már olyan mértékben befolyásolt gazdálkodási tevékenységével, hogy továbbra is főként az emberi használat (vízgazdálkodás, mező-erdő gazdaság, ipartelepek stb.) céljai fogalmazhatók meg elsődlegesen, de ezeken a nem védett területeken is érvényesíteni kell a természeti környezet állapotának védelmét és a fenntartható fejlődés szempontrendszerének érvényesítését.

A vizes élőhelyek életében döntő szerepet tölt be a növényzet, annak különböző életformája és kötődése a vízhez (obligát vagy amfibikus jellege), ami persze hosszú időszak evolúciós folyamatainak eredménye. A vizes élőhely vízellátottsága és vízminősége elsődlegesen meghatározza a lehetséges vegetációt és annak szerkezetét. Az abiotikus és biotikus tényezők között olyan kölcsönhatások érvényesülnek, amelyek dinamikusan változhatnak, ezért bonyolult összefüggésrendszerek alakulnak ki, amelyeknek a megismeréséhez hozzátartozik a részfolyamatok feltárása és tisztázása.

A természetvédelem egyik fontos feladata a megmaradt természetes vagy természetközeli élőhelyek strukturális és funkcionális állapotának a megőrzésén túl, a sérült, működési zavarokkal terhelt természeti rendszerek resztorációja (aktív természetvédelmi kezelése). Megoldandó feladat, hogy a hazai táj eredeti képéhez elválaszthatatlanul hozzátartozó vizes élőhelyek természetközeli állapotának és főleg azok sokféleségének és mozaikosságának a megőrzése, fenntartása, helyreállítása vagy a szükséges és lehetséges esetekben visszaállítása.²

A vizes élőhelyek jól tükrözik a környezet természetes jellegét, illetve állapotát és ezért fennmaradásuk, megőrzésük prioritása nem lehet kérdéses, nemcsak pusztán a vizes élőhelyek szempontjából, hanem az emberi társadalom és a természeti környezet közötti egészséges kapcsolat miatt is. Számos további tényező húzza alá ezt a megállapítást, mivel a vizes élőhelyeken lelhető fel a legdiverzebb állat- és növényközösség egy adott területen, és ez különösen igaz a mérsékelt öv esetében. Változatosságuk és a betöltött szerepük, amely közvetlenül vagy közvetve hasznos az embernek, a tudatlan beavatkozások miatt károsodhat, sőt meg is szűnhet.

Az IUCN elvárásaival összhangban a természetvédelemnek tehát arra kell törekednie, hogy a természeti környezet és a hazai táj eredeti képéhez elválaszthatatlanul hozzá tartozó vizes élőhelyek természetközeli állapotát és főleg azok sokféleségét és mozaikosságát megőrizze, fenntartsa, helyreállítsa vagy a szükséges és lehetséges esetekben visszaállítsa. Nem beszélve arról, hogy a vizes élőhelyek értékei gyakran figyelmen kívül és ismeretlenek maradnak a tervezésnél és a tervek megvalósításánál, ezért az IUCN wetland

² Gőri Sz.-Aradi Cs.-Lakatos Gy.: Ornithological changes following wetland restorations. *Wetlands International Publication*, 1997. 43. 317-328.

program módszerelméleti és módszertani segítséget nyújt,³ az elvégzett kutatómunka pedig konkrét adatokat szolgáltat a vizes élőhelyek ökológiai-természetvédelmi állapotminősítéséhez és az értékek számbavételéhez. Az értékmegőrző és az értékvirosszaállító természetvédelmi tevékenységnek összhangban kell történnie, és erre akkor vagyunk csak képesek, ha a feltáró kutatások alapozó eredményeit hasznosítjuk.

Észak-alföldi védett, illetve védendő vizes élőhelyek természetvédelmi kezelését megalapozó hidrobiológiai és ökológiai vizsgálatainkat közel két és fél évtizede kezdtük el.

A vizes élőhelyek jellemzése és osztályozása

A vizes élőhelyek, vagy a gyakran használt angol szóval, a wetlands jellemzője, hogy a litorális fitál minden esetben nagyobb, mint a parti tájék azon része, amelyre a planktonikus életforma a jellemző ($L_f > L_p$). A fogalom használata történhet egészen széles értelemben, mint a Ramsari meghatározás („Ramsar” Convection, 1971), de tapasztalható törekvés egy szűkebb, operatívabb kategorizálásra is.⁴ Előre kívánjuk bocsátani, hogy mi is a hazai viszonyokra jobban értelmezhető és főleg alkalmazható szűkebb értelmezést fogadjuk el, természetesen tiszteletben tartva az ettől eltérő és az adott cél kívánta használatot is.

A vizes élőhelyek lehetnek természetes vizes élőhelyek és az emberi tevékenységgel összefüggő létesített vizes élőhelyek, mint például a rizsföldek és bányatavak. Magyarországi földrajzi helyzet ismeretében, sem a brakkvizekkel, sem a tengerparti területekkel nem fogunk foglalkozni, bár a természetes vizes élőhelyek esetében utalunk az IUCN álláspontjára és az előzőekben felvázolt terminológiai rendszerünk alapján, csak a kontinentális (édesvízi) felszíni állóvizekre szorítkozunk.⁵ Természetesen elfogadjuk, hogy ezek a vizes élőhelyek vízforgalmuk alapján különbözőek lehetnek, úgy mint eusztatikus, szemisztatikus és asztatikus vizek.

Cowardin et al.⁶ közleményükben meghatározták a vizes élőhelyeket mint „...a teresztris és vízi rendszerek közötti átmenetet, ahol a talajvízszint általában a felszínen vagy annak közelében található és a medret (üledéket) seké-

³ IUCN Wetlands Programme. *Newsletter*, 1993. 7. 1–34.

⁴ Cowardin, L. M. – Carter, V. – Golet, F. C. – LaRoae, E. T.: *Classification of wetlands and deepwater habitats of United States*. Washington D. C., 1979, US Fish & Wildlife Service; Gopal, B. – Sah, M.: Inventory and classification of wetlands in India. *Vegetatio*, 1995. 118. 39–48.

⁵ Lakatos Gy.: Restoration of wetlands in Northeastern Hungary. *Wetlands International Publication*, 1997. 43. 309–316.

⁶ Cowardin L. M. és mts.: i. m.

ly mélységben borítja víz". A vizes élőhelyek kritériumaként a következőket fogalmazza meg az idézett munka:

- legalább időszakosan a területen vízínövényzet (hydrofiton) éljen,
- az alzat (mederfenék) vízzel itatódjon át,
- alakuljon ki az üledék, és a vegetációs időszak egy részében legyen vízzel borítva.

A vizes élőhelyek sajátos arculatát a hidrológiai tényezők, a vízborítottság, vízforgalom (előntés, kiszáradás), vízmélység, vízszintváltozás alapvetően meghatározzák és biztosítják az elemi feltételeket a vízhez kötődő vagy más szóval a vízi élővilág számára. A vizes élőhelyek átmeneti, tranzit, illetve ecoton-szerepére már utaltunk, de csak aláhúzni tudjuk az általuk nyújtott élőhelyek változatosságát, sokszínűségét, amit a sekély, de legtöbb esetben évszakosan vagy az egyes évek között is jelentősen eltérő vízháztartás és vízforgalom eredményez. Elsődleges tehát a vízellátottság mennyiségi oldala, de éppen az élővilág válaszában keresztül tárul fel a vízminőség fontossága, hiszen más miliónál biztosít a kemény vagy lágy víz, a szikes vagy savas pH-jú stb. A víz fizikai és kémiai tulajdonságai és az ezt meghatározó tényezők nem külön-külön érvényesülnek, hanem kölcsönösen bonyolult hatásmechanizmusrendszeren keresztül és ismerve a tolerancia elvét, a vízi élővilág – egy bizonyos határon belül – populációszintjén plasztikusan viszonyul hozzá. A válasz általában az alkalmazkodás és szaporodás, de a kedvezőtlen hatások átvészelése, azaz a fennmaradás is stratégia lehet, míg vannak olyan vizekben élő fajok, amelyeknek a populációi képesek elmenekülni vagy visszahúzódni olyan élőhelyre, ahol megvan az esélyük az életben maradásra, és sajnos számos esetben (kiszáradás, mérgezés stb.) bekövetkezhet a pusztulás, a halál, amelynek érvényesülése, szerencsére, lokális, így más élőhelyről remény lehet az újranevelésre.

A vízi növényzetnek a vízoszlopban betöltött jelentősége, a szervesanyagtermelésen, oxigénfelszabadításon és az anyagforgalmon túl, a változatos élőhely és alzat biztosítása a többi élőlény és a rögzült életmódú, élőbevonatot alkotó szervezetek számára.⁷ A táplálékláncban, -hálózatban szerepük, nem közvetlen táplálékforrásként jelentkezik, bár erre is lehet példa, hanem pusztulásuk után, mint detritusz, a bentonikus életmódú állatok fogyasztása révén hasznosulnak, vagy a lebontást végző mikrobiális élőlények számára szubsztlátum-értékű anyagok. A mineralizáció, vagyis a lebontás feltétele a szükséges oxigénellátás, ennek hiányában és főként a savas pH-jú vizes élőhelyeken a tökéletlen lebontás, vagy annak elmaradása tözegfelhalmozódást eredményez, vagyis az elhalt növényzet anyaga konzerválódva fennmarad.

⁷ Lakatos Gy.: Comparative analysis of biotecton (periphyton) samples collected from natural substrate in waters of different tropic state. *Acta Bot. Acad. Sci. Hung.*, 1978. 24. 285–299.

A meder alját képező, vízzel átitatott talaj, amit helyesebb üledéknek neveznünk, kiemelt jelentőséggel bír a sekély vízmélységű és növényzettel borított vizes élőhelyek életében. A kis mélységű vízoszlopban felértékelődik a víz-üledék határfázis szerepe, hiszen a mély vizekkel szemben itt nem alakul ki rétegzettség, de még a sekély vizekre Sebestyén O.⁸ által használt múltó rétegzettség sem. A víz-levegő határfázis jelentősége a fizikai gázcserre vonatkozásában érdemel említést. Az üledékben, de különösen annak felszínén lejátszódó fizikai (adszorpció, deszorpció stb.) és kémiai folyamatok (hidrolízis, ioncsere, koaguláció, komplex képzés stb.) hatással vannak a felette lévő sekély víztömeg kémiai állapotára, ezen belül is a tápanyag-ellátottságára, illetve -hiányára. Az említett abiotikus folyamatokkal szimultán lejátszódó biológiai, különösen mikrobiológiai lépések fontosságát emeljük ki, amelyek közül a bioturbációt és az extracelluláris enzimátikus lebontást említjük meg.

A hazai vizes élőhelyeket elhelyezkedésük alapján besorolhatjuk a palustrin (mocsár és láp), lacustrin (tavi kapcsolódású) és riverin (folyóvölgyi) típusokba, követve az IUCN-ajánlást.⁹ Globális és kontinentális lépték esetében kellően informatív kategorizálás, ami persze nemcsak az édesvízi vizes élőhelyeket tartalmazza, a hazai, de akár regionális kitekintésben is további finomítást igényel, és a következőekben erre próbálunk javaslatot adni. A természetes vizes élőhelyek javasolt csoportjai: mocsarak, lápok, árterek, marginális (kapcsolódó) vizes élőhelyek és időszakos (efemer) vizes élőhelyek.

A mocsarakhoz soroljuk a fátlan, általában nádas, sásos vagy egyéb lágy szárú növényzettel borított fátlan mocsarakat, mint pl. a Kunkápolnási-mocsárhoz tartozó Darvas-fenék. A mocsarak másik formája a fás mocsár, amely általában a szukcesszió előrehaladottabb állapotával jellemezhető, mint a tiszavasvári Fehérszik.

A lápokhoz a tőzegmoha jelenlétével jellemezhető dagadó lápok tartoznak, ennek egyik képviselője hazánkban a csarodai Bábtava, míg közel hasonló hidrológiai sajátosságok, de a növényzet struktúrájában eltérések adhatók meg a síklápokra, mint a tiszadobi Malom-Tisza, ahol az Alföld legnagyobb területű úszólápa található.

Folyók völgyében, illetve árterében és a hazai folyószabályozás után pedig a hullámtéren lelhetők fel a holtmedrek, amelyek a főággal mint vízfolyással való kapcsolatuk alapján különülnek el morotvára – ahol a folyóvíz magas vízszintje még az év bizonyos időszakában átöblítést biztosít, mint pl. a rakamazi Nagy-Morotva – és a már lefűződött holtágakra, amelyek már nincsenek kapcsolatban az eredeti Tisza-vízfolyással, vagy a mentett oldalon találhatók (Montáj-tó).

⁸ Sebestyén O.: *Bevezetés a limnológiába. A belvizek életéről*. Budapest, 1963, Akadémiai Kiadó.

⁹ Dugan, P. J. (ed.): *Wetland conservation. A review of current issues and required action*, Gland, 1990, IUCN – The World Conservation Union.

A kapcsolódó vagy marginális vizes élőhelyek szerves kapcsolatban vannak a sekély vizekkel és a mindenkori vízállás, illetve vízellátás függvényében területük természetes körülmények között módosulhat. Ezt az ember zsilip-rendszer kiépítésével szabályozhatja. Ilyen vizes élőhelynek tekinthető a Kis-Balaton II. üteme.

Az időszakos vizes élőhelyek kialakulása az időjárástól nagymértékben függ és jelentőségük az előzőekkel szemben is csekélyebb, de időnként különleges élővilág jellemezheti, még ha csak az év adott időszakában is. Idecsoportosítjuk a tocsogókat és dagonyákat.

A létesített vizes élőhelyek csoportosításánál az a meghatározó elv, hogy a létesítés után milyen gyakorlati célt szolgál az objektum, így beszélhetünk: halastavi, mezőgazdasági, víztározó, városi célra és ipari tevékenység által létesített, illetve szennyvíztisztító vizes élőhelyekről.¹⁰

Vizgálati területek és az alkalmazott módszerek

Természetvédelmi ökológiai kutatásainkat a Tisza-vízgyűjtő északi részének és peremvidékének minta- (modell) területein végeztük, figyelembe véve azok eltérő ökológiai állapotát, természeti értékeit és a helyi lakosság életében, gazdaságában játszott szerepét. Kutatásaink középpontjában a Hortobágyi Nemzeti Park védett vizes élőhelyeinek vizsgálata maradt, mivel a több mint 20 éve, 1975-ben elkezdett és azóta folytatott kutatások jó alapot nyújtanak a bekövetkező változások hosszú távú (long-term) észlelésére és értékelésére.

A Kunkápolnási-mocsár a Hortobágyi Nemzeti Park legnagyobb természetes mocsara, amelynek eredete egy régi Tisza-morotvára vezethető vissza. A mocsár legnagyobb kiterjedésű, szélsőséges vízjárású területe a Darvas-fenék, amelyet a bentonikus eutrofizálódás jellemez.

A Hortobágyi Nemzeti Park területén a Darvas-fenék az egyetlen olyan fennmaradt mocsár, amely még emlékeztet a hajdanvolt állapotokra és a Kunkápolnási-mocsár legnagyobb kiterjedésű, állandó vízborítottságú tagja. Vízutánpótlását természetes módon a csapadék és a tavaszi hóolvadás jelentette. Az 1970-es évek közepe óta a Keleti-főcsatornából kiágazó mesterségesen létrehozott csatornarendszeren keresztül tavaszonként rendszeres víz-utánpótlással emelik a terület vízszintjét.

A Kunkápolnási-mocsárvilág vizsgálata mellett fontos feladatunk a természetvédelmi kezelésen (rekonstrukció) átesett Kis-Jusztus és a Fekete-rét további tanulmányozása és a jelenleg rehabilitációs beavatkozás alatt álló

¹⁰ Lakatos Gy.: Constructed wetlands for wastewater treatment in Hungary. In Vymazal, J.-Brix, H.-Cooper, P. F.-Green, M. B.-Haberl, R. (eds.): *Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe*. Leiden, The Netherlands, 1998, Backhuys Publishers, 191–206.

Meggyes, Csattag, Bőgő és Hagymás vizes élőhelyek kutatása, valamint az eredeti állapotban fenntartandó (konzerváció) Tarhos és Nyírőlapos természetvédelmi ökológiai vizsgálata.

Az egyek-pusztakócsi mocsárvilág valaha közel tízezer hektáron terült el, Ohat–Egyek–Tiszafüred határában. Az észak–déli irányban hosszan elnyúló, árvízjárta ősi mocsarak természetes víztározóként fogadták be a tiszai áradások hatalmas víztömegét, ami az árvíz levonultával a Hortobágy déli mocsarain, a Zádor folyón, és a Körös–Berettyó vízrendszeren keresztül jutott vissza a Tiszába. A terület eredeti növénytakarója valószínűleg egyesítette a Tiszát kísérő holtágak, morotvák, és a Hortobágyra jellemző különböző vízállások, állandó és kiszáradó mocsarak sajátosságait.

A Hortobágyi Nemzeti Park területén található Meggyes-lapos észak–déli irányban lefutó völgye, a medencét szegélyező – hortobágyi viszonylatban magasnak mondható – övzatonysorok minden kétséget kizáróan igazolják, hogy a tájat a folyóvíz munkája alakította ki. Teljes hossza 1700 méter, legnagyobb szélessége 500 méter, területe közel 75 hektár. 1997 tavaszán a kialakított csatornarendszeren keresztül, a természetvédelmi szempontokkal összhangban feltöltötték.

A Meggyes-lappal párhuzamos lefutásban három további kisebb lapos húzódik, amelyből a nádassal teljesen borított már régóta szárazon áll, de a mellette található Meggyes I. és Meggyes II. vizes élőhelyek (területük öt-öt hektár) tavasszal még jelentős vízborítottságúak, ám általában őszire kiszáradnak.¹¹

A Bátorligeti-ösláp Nyírbátortól 15 km-re keletre található, a természetvédelmi területen Pilis–Piricse-csatornán kívül további három vizes élőhelyet vizsgáltunk. A falu határában lévő Fényi-erdő víziboglárkás és békaliliomos lápfoltjaiból is vettünk mintát.

Kállósemjén közelében található Nagy-Mohos, a nyírségi dombok közötti, a szél által kivájt mélyedésekben meghúzódó lápok legnagyobbika. A mintavételi helyek kijelölése a láp legjellemzőbb öt növényállományának megfelelően történt.

A bihari részen, többek között vizsgáltuk a pocsaji Ős-érmeder-lápot, a nyírség déli részén található nyírábrányi vizes élőhelyet és a Tisza mentett oldali részén elhelyezkedő tiszadobi Malom-Tisza holtági szakaszt.

A nyolcvanas évek elején elkezdett nyírségi, szatmári, beregi és bihari vizes élőhelyek (lápok, mocsarak) hidrobiológiai és természetvédelmi ökológiai állapotvizsgálatát folytattuk, és összesen 31 vizes élőhely több pontjáról történt az utóbbi években mintavétel. A védett, illetve védendő vizes élőhelyek természetvédelmi kezelését biztosító lehetséges vízutánpótlási megoldások

¹¹ Gőri Sz.–Lakatos Gy.–Kiss K. M.–Bitskey K.: A Meggyes-mocsár vegetációja a természetvédelmi rehabilitáció kezdeti fázisában. *Kitaibelia*, 1998. 3. 1. 103–104.

érdekében vizsgáltuk az Észak-Alföld természetes és mesterségesen létesített kis vízfolyásának kapcsolatát a lápi és mocsári területekkel. Az aktív természetvédelem számára javaslatokat dolgoztunk ki és a beavatkozásokhoz szakmai adatokat szolgáltatottunk, továbbá közreműködtünk több természetvédelmi szempontból értékes élőhely (kállósemjéni Nagy-Mohos, nyírpircsei Júlia-liget, tiszadobi Malom-Tisza stb.) természetvédelmi kezelésében. 1994-ben elkezdtük a határontúli beregi területek vizes élőhelyeinek ökológiai állapotfelmérését együttműködve a helyi intézményekkel, aminek folytatása a tervezett kutatási hálózat keretében több, mint ígéretes lehet.

A vizes élőhelyeken (wetlands) 1975 óta végzünk hidrobiológiai vizsgálatokat, amely természetesen magában foglalja a vízkémiai paraméterek és a víz- és növényzet tanulmányozását is. Feladatunknak tekintettük, a növényállományok tér- és időbeni változásainak nyomon követését, a szukcessziós folyamatok előrehaladásának elemzését. Tanulmányoztuk az egyes jellemző növényállományok struktúráviszonyait, mértük a biomasszájukat. Meghatároztuk a jellemző növényfajok egyes frakcióinak kémiai összetételét. A nehézfémterhelési adatok értékelése során a területeket referencia-vizes élőhelyként kezeltük, más természetes, illetve létesített wetland(ek)-hez viszonyítva.

A sekély, eutróf vizes élőhelyeken mindig számolnunk kell a növényzet- és az azon kialakuló bevonategyüttessel. Kutatásaink a bentonikus életmódot folytató élőlényközösségeknek és ezek változásainak leírására, hosszú távú nyomon követésére is irányultak. Vizes élőhely esetében az eutrofizálódás természetes folyamat, amelynek legszembetűnőbb jellemzője a víz- és növényzet intenzív elterjedése és növekedése. A különböző vizes élőhelyeket érő antropogén hatások gyakran a mesterséges eutrofizálódás folyamatának okozói. Az eutrofizálódás megnyilvánulhat a fitoplankton nagymértékű elszaporodásában (planktonikus eutrofizálódás) vagy a hínárnövényzet, fonalas algák és az élőbevonat (perifiton) burjánzásában (bentonikus eutrofizálódás).

A természetvédelem szempontjából a bentonikus eutrofizálódás a kedvezőbb, hiszen a magasabb rendű víz- és növényzet biomasszájában jelentős mennyiségű tápanyag stabilizálódik, és a fitoplankton túlburjánzása így nem következhet be. Emellett változatos élőhelyeket és fontos táplálékforrást is jelent. A kijelölt helyekről vízmintát vettünk és néhány fizikai (mélység, átlátszóság, hőmérséklet) és kémiai (pH, vezetőképesség, oxigéntelítettség) paramétert a helyszínen mértünk, a mintavételre évszakonként került sor. A víz- mintákból a többi analízis (N és P formák, KOI, kation- és aniontartalom stb.) a Debreceni Egyetem Hidrobiológiai Laboratóriumában történt. A biomasszaméréseket a területegységre jutó növénytömeg meghatározásával végeztük. A vett víz-, növény- és üledékmintákból laboratóriumban nedves feltárás után ICP-vel mértük az elemek tartalmát.

A Hortobágyi Nemzeti Park Meggyes-lapos, vizes élőhelyén 1996-ban elkezdett hidrobiológiai vizsgálatokat ebben az évben kiegészítettük a növény-

zet tanulmányozásával. Mindhárom vizes élőhelyre többszöri terepbejárással összeállítottuk a növények fajlistáját és nyáron transzektek mentén megállapítottuk az egyes növényállományok kiterjedését. Szeptemberben légifotókat is készítettünk a területről. A Meggyes-lapos és a Meggyes I. vizes élőhely néhány pontjáról márciustól októberig vízminztát vettünk, augusztusban pedig elvégeztük a vegetáció térképezését.

A vízi gerinctelen együttes mintavételére planktonhálót és nyeles egyelő-hálót használtunk. Az állatokat növényekről való lemosással és a vízinnövény-zet közti hálózással gyűjtöttük. Tartósítószerként 77%-os alkoholt alkalmaz-tunk. Sztereomikroszkópos vizsgálat során igyekeztünk minden egyedet fajsztig meghatározni. Számos taxont csak genusig sikerült azonosítanunk, a gyűjteményes anyag megőrzésével később lehetőség nyílik a specialisták segítségével, hogy a területről még több információt szerezzünk. A terület halállományáról elektromos halászat alkalmazásával igyekeztünk tájékozódni, de felhasználtuk a „kishalászati szerszámos” vizsgálataink eredményeit is. A halakat általában mindig a helyszínen határoztuk meg, majd visszaengedtük a vízbe.

Az eredmények ismertetése és értékelése

A hortobágyi, „sajátosan magyar” vízterek hidrobiológiai kutatása, az élőlé-nyek taxonómiai és ökológiai igényeinek tanulmányozása, a biodiverzitásuk megőrzése érdekében is, elodázhatatlan feladata természetvédelmünknek. Az elvégzett kutatásaink célkitűzése ebbe a feladatkörbe illeszkedik.

A Darvas-tavon az utóbbi évek növényállomány-vizsgálatainak eredmé-nyei alapján jelentősen megnőtt a nád, a gyékény és a tündérrózsa állománya. Az évek során néhány újabb vízinnövényfaj is megjelent. Ilyen faj a fésűs béka-szőlő (*Potamogeton pectinatus*), a tőfonal (*Zanichellia palustris*) és a sulyom (*Trapa natans*), de csak elszórtan, kis példányszámban találtuk őket.

A vízkémia-vizsgálatok feltárták a vízutánpótlás hatását, mivel az utóbbi években enyhe kiédesülés figyelhető meg, de a halobitás foka továbbra is alfa-oligo-halobikus, $\text{Na-HCO}_3\text{-Cl}$ jellegű és alfa-limno típusú. Megállapítható azonban, hogy ha kismértékben is, de évszakosan a vízszint és vízborítottság csökkenésével a kalcium- és részben a magnéziumkoncentráció egyre kisebb lesz nyár végére.

Trofítás szempontjából potenciális tényezőként kezelt nitrogén- és foszfor-formák koncentrációja a hetvenes évek közepéhez képest a nyolcvanas évek-ben növekedést mutatott, majd az utóbbi években csökkent. Ez elsősorban a diffúz terhelést jelentő mezőgazdasági műtrágya-felhasználás erőteljes csök-kenésével és a vízáraztás során érvényesülő kisebb vizes élőhelyek (laposok, csatornák) vízinnövényzet általi és élőbevonatuk biofilter hatásával magyaráz-

ható. A Darvas-fenékre továbbra is a bentonikus eutrofizálódás jellemző, hasonlóan a Kunkápolnási-mocsár többi (Kerek-tisztás, Csukás-fenék, Csikos-fenék) tagjaira is, bár ezeken a vizes élőhelyeken, a sekélyebb vízben a mocsári növényzet szerepe meghatározóbb. A víz szervesanyag-terhelése szinte kizárólag autochton jellegű, szaprobitás-foka alfa-mezo-szaprobikus, amit a KOI és BOI₅ eredményeink alapján állapíthattunk meg.

A makrofita növényzet biomassaértékét összehasonlítva a korábbi évekével a nyolcvanas évek elején a *Stratiotes aloides*, a *Myriophyllum spicatum* és a *Potamogeton lucens* területegységre eső biomasszája volt a legjelentősebb. A kilencvenes évek elejére a *Stratiotes aloides* egységnyi területen lévő biomasszája is jelentősen lecsökkent a területi visszaesséssel együtt.

A fitoplankton és a makrofita vízinnövényzet klorofill-a-tartalmát összehasonlítva az utóbbiak képviselnek magasabb értéket. A gazdag szubmerz vízinnövényzet következtében az oxigéntelítettség nyáron gyakran 200% fölé emelkedik. A fitoplankton és a hínárnövények biomasszáját és klorofill-a-tartalmát figyelembe véve elkülönítettük a planktonikus és bentonikus eutrofizálódást, az energia stabilizása, hasznosítása, illetve áramlása alapján. A hínárnövények klorofill-a-tartalma alapján sokkal nagyobb a területegységre jutó mennyiség, mint amennyit a fitoplankton képvisel. Véleményünk szerint az eutrofizálódás planktonikus és bentonikus típusai sokoldalúan befolyásolják a természetvédelmi, -megőrzési és rekonstrukciós gyakorlati problémák megoldását, illetve a szerzett tapasztalatok hasznosíthatók ezek kidolgozásában.

A Darvas-fenék páratlanul gazdag makrofita-állományai igen változatos élőhelyeket biztosítanak a mikroszkopikus és makroszkopikus vízi gerinctelen élőlények számára. Ezt támasztják alá a különböző makrofita-állományban végzett hidrofaunisztikai eredményeink. Az előző vizsgálatok alapján további tapasztalatunk az volt, hogy a vízi vegetáció tagjai közül a kolokán zárt állományaiban él a legváltozatosabb vízi gerinctelen fauna, mivel a növény refugiumként szolgál és habituális adottságai kedvezőek a bentonikus életmódot folytató élőlények számára.

A halfaunisztikai vizsgálatok alapján megállapíthatjuk, hogy a Kunkápolnási-mocsár halfaunáját tekintve közel áll a régi természetes viszonyokhoz. Igaz benne is elszaporodott az idegen ezüstkárász (*Carassius auratus* L.), szivárványos ökle (*Rhodeus sericeus amarus* Bloch) és kínai razbóra (*Pseudorasbora parva* Schlegel), valamint a korábban fogott fajok száma a felére csökkent és hiányoznak olyan fajok, mint a ponty (*Cyprinus carpio* L.), compó (*Tinca tinca* L.), csuka (*Silurus glanis* L.), törpeharcsa (*Ictalurus nebulosus* Lesueur) és számos keszegfaj.

Az ármentesítést követő további mocsárlecsapolások, a természetes vízgyűjtők feldarabolódása után a Meggyes-lapost csak az Egyek környékéről összefutó csapadékvizek táplálták, elvezetésük után a mocsár teljesen kiszáradt. A mocsár déli részének kiterjedt nádasai (31 hektár) a rendszeres aratás

következtében gyorsuló ütemben homogenizálódtak és csak néhány vízi harmatkása és keskenylevelű gyékényfolt jelezte a nemrég még változatos élőhely gyors átalakulását.

Az egyik-pusztakócsi mocsárrendszer egységes természetvédelmi kezelésének feltétele a terület egységes hidrológiai rehabilitációja, melynek során egyik mocsárágban sem kívánunk állandó vízszintet tartani, hanem a Tisza szabályozás előtti vízjárását utánozva, az egyes mocsarakban már a tavaszi árasztás során is különböző szintű feltöltéssel, nyári részleges vagy időnkénti kiszáritással (5–10 évenként) az időszakos mocsárjellegét fenntartani.

A Meggyes-mocsár (Meggyes-lapos, Meggyes I., Meggyes II.) esetén csak a Meggyes-lapost árasztjuk, a másik két ágat csak az összegyűlő csapadékvizek táplálják. A Meggyes-lapos rehabilitációjának első évében hirtelen kiemelten értékesé vált madárvilága miatt megvizsgálandónak tartottunk a vízellátottság és vízminőség, valamint a fészkelő madárvilág és a különböző növényegyüttesek kapcsolatának összefüggéseit.

A vízkémiai vizsgálatok eredményei mutatják az évszakos változást, a betöményedést és a szikes jelleg fokozódását különösen a Meggyes I. vizes élőhely esetében, mivel a sótartalmat tükröző vezetőképesség mért értéke a 3000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ értéket is meghaladta. Mindössze két hínárfajt találtunk ezen a vizes élőhelyen, szemben a másik két vizsgált terület hat-hat fajával. A vegetáció szempontjából feltérképezett Meggyes I. vizes élőhelyre a zsiókás (*Bolboschoenetum maritimi*) közel 35%-os borítása a jellemző, ez meghaladja a nádas (*Scirpo-Phragmitetum*) különböző szubasszociációit (34%) és a 31%-os nyílt vízi területet.

A Meggyes-lapos feltöltését követően a nádas a legmélyebb részeken megritkult, a korábban időszakosan vízzel borított területeken változás nem történt. Ahol korábban nem volt tartós vízborítás (keleti partvonal rétzónája, szikes gyepek), ott a vegetáció pusztulása következett be, itt részben iszaptársulások, valamint sekély nyílt víz alakult ki, ezek további átalakulása várható. A nyugati meredek partnál változás nem történt. Az év második felére már megindult a kiritkult nádasok regenerálódása, azaz a korábbi tavaszi állapothoz viszonyított 50–60 cm-es vízszintemelés nem okozta a nádasok pusztulását. Várható az átrendeződés folytatódása, a zsióka benyomulása a kipusztult rétzóna helyére.

A területet korábban jellemző kis faj- és egyedszámú fészkelő madár-együttest sokkal gazdagabb váltotta fel. Megjelentek a sekély vízhez kötődő fajok, valamint költött itt mind a négy hazai vöcsökfaj, a három szerkőfaj, és a Hortobágyon ez idáig nem fészkelő sárgalábú sirály. A Meggyes-lapos vízfeltöltése kedvező hatást gyakorolt a két kisebb ág madárvilágára is, táplálkozni nyári ludak, récék, sárszalonnák, szerkők jártak át.

A nyírségi, szatmári, beregi és bihari vizes élőhelyek (lápok, mocsarak) hidrobiológiai és természetvédelmi vizsgálatai során kapott eredményeink fel-

tárták, hogy több védett vagy védelemre érdemes terület vízutánpótlása nem megoldott. Ezeknek az értékes területeknek a kiszáradás révén bekövetkező degradációja mellett jelentős veszélyforrást jelentett az allochton szerves-anyag-terhelés is, ami főként a pocsaji Ős-érmeder-lápot veszélyezteti. Sajnos nem kielégítően megoldottak közé kellett sorolni a Bátorligeti-őslápot, ahol azonban az 1998. év kedvező fordulatot hozott, hiszen a Kis-lápréten egész évben megmaradt a közel félméteres vízborítottság, köszönhetően a gyakori égi áldásnak és a megvalósított vízávezetésnek. A kállósemjéni Nagy-Mohos vízigény-biztosítása potenciálisan, a mesterséges beavatkozás révén, már több éve adottnak tekinthető, de ennek ellenére az utóbbi időben szinte teljesen kiszáradt és elgyomosodott. Így szükség lenne egy mihamarabbi eredményesebb természetvédelmi beavatkozásra.

A többéves vízkémiai vizsgálati eredményeink alapján összefoglaltuk a fontosabb vizes élőhelyekre és tápcsatornákra, illetve a tápcsatornaként számításba vehető vízfolyásokra a kation és anion típusokat, a trofitás- és szaprobitási fokozatokat. Az eredményeink alapján megállapítható, hogy a tápcsatornák vize mindhárom (halobitás, trofitás, szaprobitás) biológiai vízminőségi mutató szempontjából megfelelőnek értékelhető a vízutánpótlás biztosításához.

Florisztikai vizsgálataink során 106 edényes vizes élőhelyhez kötődő növényfajt határoztunk meg. Nagy fajszám jellemzi a Bátorligeti-őslápot és a tiszadobi Malom-Tiszát. A tiszadobi Malom-Tisza felső végén, a helyi lápképző tényezők eredményeként egy évszázad alatt úszóláp keletkezett. Ma közel egyhektárnyi területével a legnagyobb ismert ingóláp az Észak-Alföldön. Most, amikor számos védett lápunk az emberi gondatlanság, a nem megfelelő kezelés vagy az utóbbi évek kíméletlenül száraz időjárása miatt veszélybe került, különösen értékessé és fontossá vált ez a természetvédelmi terület.

Elvégeztük a Bátorligeti-, a Nyírábrányi-láp és a Nagy-Mohos cönológiai felmérését, összevetve a korábbi vizsgálatok eredményeivel. A vízellátottság hiányából bekövetkező degradáció szomorú tényét tudtuk regisztrálni, ami különösen szembetűnő a Nagy-Mohos esetében.

Összefoglalás

A vizes élőhelyek sajátos arculatát a hidrológiai tényezők, a vízborítottság, vízforgalom, vízmélység, vízszintváltozás alapvetően meghatározzák és biztosítják az elemi feltételeket a vízhez kötődő vagy más szóval a vízi élővilág számára. A vizes élőhelyek átmeneti, tranzit-, illetve ecoton-szerepe az élőhelyek változatosságát, sokszínűségét nyújtja, amiben szerepe van a sekély, de legtöbb esetben évszakosan vagy az egyes évek között is jelentősen eltérő vízháztartásnak és vízforgalomnak.

Napjainkban már egyértelműen bebizonyosodott, hogy a természetvédelmi területek jelenlegi állapotának megőrzését, fenntartását és védelmét csak gondos, megalapozott kutatómunka eredményeinek felhasználásával végzett, aktív természetvédelmi tevékenységgel lehet biztosítani. A természeti értékek megőrzésének lényeges feltétele az alapos és sokoldalú előkészítő munka, amely különösen a sérülékeny, kis területeken fennmaradt vizes élőhelyek megőrzése szempontjából elemi követelmény.

A nemzeti park kutatóival fennálló együttműködés keretében végzett kutatások eredményei alapján, valamint a hazai szakirodalom ismeretében kijelenthető, hogy a természet megőrzésére irányuló nemzeti stratégiának a jövőben az eddiginél sokkal nagyobb gondot kell fordítani a vizes élőhelyekre, főleg pedig azok élővilágára, annál is inkább, mivel itt mutatkozik természetvédelmi téren a legtöbb hiányosság. A védett fajok és élőhelyek között egyaránt igen kevés a víziek száma. A kedvezőtlen általános helyzetkép ellenére megállapítható, hogy különösen alföldi területeinken számos olyan vizes élőhely található, amelyek számos elemét megőrizték a régi vízi világ eredeti arculatának és élővilágának. Ezek számbavétele és különösen az unikális vagy nemzetközi viszonylatban is ritka víztípusok (pl. szikes tavak és mocsarak, holtmedrek, síklápok, alföldi erek stb.) természetközeli állapotban megmaradt képviselőinek megmentése a jövő természetvédelmének kiemelt feladata kell, hogy legyen.

A Darvas-fenék mellett a Kunkápolnási-mocsár többi tagján, a Fekete-réten és a Hortobágy néhány értékes vizes élőhelyén (Meggyes, Csattag, Hagymás, Tárhos, Nyírőlapos stb.) is elvégzett hidrobiológiai és természetvédelmi vizsgálatok az elmúlt években hat diplomadolgozat és ugyanennyi tudományos diákköri munka is készült, amelyek szorosan kapcsolódtak a tanszéki és nemzeti parki kutatásokhoz.

Az Észak-Alföldön és a Hortobágyi Nemzeti Park területén elkezdett vizes élőhelyek természetvédelmi rehabilitációjának és rekonstrukciójának hatás-megítélése és a változások nyomon követése szempontjából fontosnak értékeljük a kezdeti vegetáció pontos ismeretét, majd a további vizsgálatok végzését, amelyeket a jövőben feladatunknak tekintünk.

A hidrobiológiai és az ökológiai vizsgálatok értékes alap- és háttérinformációt, illetve ismereteket nyújtanak a tanulmányozott vizes élőhelyek élővilágának megismeréséhez, az élőhelyek-életközösségek állapotának, szerkezetének és funkcionálásának pontos feltárásához, biodiverzitási helyzetük megismeréséhez, a természeti környezet állapotának értékeléséhez és minősítéséhez. Az Alkalmazott Ökológiai Tanszék vállalja, hogy a tervezett kelet-közép-európai természetvédelmi kutatóhálózat egyik vizes élőhely (wetland) bázishelyeként működik.

*A kutatás eredményeiből született,
illetve azokhoz kapcsolódó publikációk*

- Bitskey K.: *A Meggyes-mocsár természetvédelmi rehabilitációja*. OTDK-dolgozat, Debrecen, 1999, 1–26.
- Gőri Sz.–Lakatos Gy.–Kiss K. M.–Bitskey K.: A Meggyes-mocsár vegetációja a természetvédelmi rehabilitáció kezdeti fázisában. *Kitaibelia*, 1998. 3. 1. 103–104.
- Kiss K. M.–Lakatos Gy.–Gőri Sz.–Bitskey K.: A Meggyes-mocsár (HNP) hidrobiológiai állapota a természetvédelmi rehabilitációt követően. *Hidrológiai Közöny*, 1999. 79.
- Kiss K. M.–Lakatos Gy.–Kiss M.: Szennyvíztisztításra létesített vizes élőhelyek. *Hidrológiai Közöny*, 1998. 78. 350.
- Kiss M.–Lakatos Gy.–Kiss K. M.: Létesített vizes élőhelyek alkalmazhatósága természetes vizek vízminőség javítása esetén. *Hidrológiai Közöny*, 1998. 78. 351–352.
- Lakatos Gy.–Dalmay K.: A Pannon-tenger hírmondója. A Szernye-mocsár. *Természetbúvár*, 1998. 53. 4. 32–33.
- Lakatos Gy.: Javaslat a hazai vizes élőhelyek osztályozására. *Hidrológiai Közöny*, 1998. 78. 348–349.
- Lakatos Gy.: Vizes élőhelyek osztályozása és tulajdonságai. In Kiszél V. (ed.): *Természetvédelem területhasználók számára*. Vác, 1998, Göncöl Alapítvány, 1–38.
- Lakatos Gy.–Kiss K. M.–Dalmay K.: Ecological state and treatment of protected wetlands in NE-Great Plain. Pollution and water resources. *Columbia University Seminar Series*, XXVI. 1999.

VÖRÖS LAJOS – V. BALOGH KATALIN –
KONCZ ESZTER – BERCZIK ÁRPÁD – DINKA MÁRIA –
KISS ANITA – VARGA ILDIKÓ – OLDAL IMRE

Hazai tavak és víztározók ökológiai állapotának felmérése: Marcali-víztározó

Az MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete mint a KTM-MTA kutatási program bázisintézete megbízásából 1998-ban megkezdtuk a hazai tavak és víztározók ökológiai állapotának felmérését, ami egyaránt jelent műszeres méréseket, vízvizsgálatokat, terepfelméréseket, irodalmi adatgyűjtést, valamint a területet ismerő specialisták bevonásával végzett feltáró, értékelő munkát. Hazánkban a fél hektárnál nagyobb felületű állóvizek száma Magyarország hidrológiai atlasza szerint 1962-ben 1169 volt, tekintettel arra, hogy azóta számos kisebb-nagyobb mesterséges állóvíz létesült, számuk ma meghaladja az 1200-at.

Ilyen nagyszámú vízterület ökológiai állapotának felmérése meghaladja lehetőségeink határait, ezért azt tűztük ki célul, hogy a kutatás első fázisában felmérésünket az 50 hektárnál nagyobb felületű vizekre terjesszük ki, amelyekből mintegy száz van Magyarországon. Munkánkat a Dunántúlon kezdük, ahol több mint ötven ilyen vízterület található.

Hazánkban vannak meglehetősen jól ismert, részletesen kutatott, nagy kiterjedésű állóvizek, mint pl. a Balaton, a Fertő, a Velencei-tó. A kis tavak között is akad néhány jól ismert, mint pl. a Baláta-tó, Szelidi-tó, egyes Tisza-holtágak stb., azonban már a felmérőmunka legelején nyilvánvalóvá vált, hogy hazai vizeink többségét alig ismerjük. Ha vizsgálták is azokat, az eredmények nem kerültek nyilvánosságra, hozzáférhető közlésre. Annak következtében, hogy hazánk élővilága fajgazdagságának és változatosságának kialakításában az időszakosan vagy állandóan vízzel borított területek jelentősége az ország felületéből való részesedésüket sokszorosan meghaladja (pl. a Szigetközben megtalálható a hazai edényes növényfajok fele, az ország felületének 0,4%-án), a megkezdett felmérőmunka, annak folytatása és sikeres befejezése, jelentősen gazdagíthatja a hazai élővilágra vonatkozó ismereteinket is.

A hasonló jellegű felméréseket más, gazdagabb nemzetek már korábban elvégezték, változó részletességgel és színvonalon. Mértékadónak e tekintetben az International Lake Environment Committee által elindított „Data book of

world lake environments” kiadványt tekinthetjük, munkánk várható eredménye egy hasonló mű lesz, amely Magyarország 50 ha-nál nagyobb kiterjedésű állóvizei mellett kitér a különleges természeti értékekkel bíró kisebb vizekre is.

A munka jelen fázisában jelentésünkkel azt demonstráljuk, hogy a felméréshez jelentős számú mérést kellett és kell végezni, még nagyobb az adat-tömeg, amit számítógépre kellett vinni, majd értékelni és feldolgozni. A Marcali-víztározó példáján csupán szemléltetjük ennek a munkának a lehetséges végtermékét, tudniillik a tavak tucatjain párhuzamosan dolgozunk.

A Dunántúl állóvizei

Magyarország hidrológiai atlasza szerint a Dunántúlon 1962-ben 36 db 50 hektárnál nagyobb állóvíz volt. Azóta több új víztározót és halastavat létesítettek, amelyek felülete jelentősen meghaladja ezt a határértéket. Megemlítjük ezek között a gyékényesi nagy kavicsbányatavat, amelynek rendkívül tiszta vizében egyedülálló élővilág van, az orfűi tósortozatot a Mecsekben, amelynek minden egyes tagja más és más ökológiai jellemvonással bír, a Kis-Balaton alsó és felső tározóját, amelyeknek növényzete alapvetően különbözik, és ennek mélyreható következményei vannak a vízvédelmi funkció tekintetében is.

1. táblázat

A Dunántúl 50 hektárnál nagyobb állóvizei

Sorszám	Állóvíz kiterjedése (ha)	Állóvíz (község) neve	Törzskönyvi szám*
1	59 600	Balaton	
2	28 000	Fertő	
3	2 600	Velencei-tó	
4	1 800	Kis-Balaton felső tározó	
5	1 600	Kis-Balaton alsó tározó	
6	445	Sárbogárdi-halastavak	346
7	400	Marcali-tározó	
8	312	Pátkai-víztározó	
9	273	Hársasberki-tározó	
10	272	Zámolyi-víztározó	
11	269	Hansági Fehér-tó	
12	219	Deseda-tározó	
13	209	Tatai Öreg-tó	93
14	205	Líviai-halastavak	260
15	182	Faddi Holt-Duna	454

* Magyarország hidrológiai atlasza: Magyarország állóvizeinek katasztere (1962).

1. táblázat folytatás

16	176	Nemesdédi-halastavak	398
17	173	Dalmandi-halastavak	447
18	150	Pacsmagi-tavak	
19	141	Diósviszlói-halastavak	54
20	132	Csertői-tározó	
21	130	Pellérdi-halastavak	540
22	129	Nagyatádi-halastavak	489
23	122	Merenyei-tározó	
24	120	Gyékényesi-kavicsbányató	
25	119	Soponyai-halastó	239
26	114	Dunaföldvári Felső-tó	373
27	111	Csóri halastavak	226
28	105	Somogyapáti-tározó	
29	101	Tolnai Holt-Duna	455
30	100	Lipóti-morotva	
31	89	Fehérvárcsurgói-víztározó	
32	86	Sumonyi-halastó	536
33	85	(Mesztegnyő DK)	409
34	83	Biai-halastó	
35	80	Bokodi-hűtőtó	
36	80	Németpalkonyai-halastó	548
37	79	Látrányi-halastó	306
38	77	Csele-tározó	
39	10	Orfűi-tó	(tólánc 37-40)
40	75	Pécsi-tó	(tólánc 37-40)
41	29	Herman Ottó-tó	(tólánc 37-40)
42	16	Kovácsszénájai-tó	(tólánc 37-40)
43	73	Bajcsai-halastavak	388
44	72	Buzsáki-tározó I.	
45	55	Buzsáki-tározó II.	
46	71	Abai-halastó	236
47	71	(Mesztegnyő DNY)	406
48	66	Buzsáki-halastó	412
49	60	Pétfürdői-halastó	230
50	59	Lesenceistvándi-halastó	293
51	58	Bogyszlói Holt-Duna	458
52	52	Biai-tó	111
53	52	(Iszkaszentgyörgy)	223
54	52	Tőreki-láp	316
55	50	Szálkai-tó	

Felmérésünk szerint ma a Dunántúlon 55 db az 50 hektárnál nagyobb állóvizek száma, ezek többsége mesterséges és mindössze 6 a természetes (lásd 1. táblázat). Ez a meglehetősen szélsőséges arány felhívja a figyelmet arra, hogy a mérnöki tájalkító, vízrendezési munkálatok Magyarország természeti képezének kialakításában meghatározó szerepűek.

Ezeknek a vizeknek ökológiai állapotát felmérve, megismerve lehetünk csak képesek a mérnöki és az ökológiai szemlélet és a szempontrendszerek jobb harmonizációjára. Ezt is fogja szolgálni a megkezdett és a tervezett munka.

Az állóvizek ökológiai felmérésének szempontjai

- Az állóvizek ökológiai felméréséhez kérdőívet szerkesztettünk, amelyhez alapul használtuk az International Lake Environment Committee által szerkesztett kérdőívet, de azon számos tekintetben változtattunk is, részben a hazai sajátosságokhoz való alkalmazkodás, részben az ökológiai szempontok átfogóbb érvényesítése miatt.

- A megválaszolandó kérdések kiterjednek a tó geográfiai, fizikai adataira. Minden egyes tónak a térképi és fényképi ábrázolását is szükségesnek tartjuk megvalósítani.

- A vízminőség kiemelkedő jelentőséggel bír, e tárgykorbe beleértendő a fizikai, kémiai és biológiai jellemzők. Ezek évszakos változásának jellemzése is kíváncs. A növényi tápanyag-ellátottság jellemzői és a víz algásodását kifejező *klorofill-a-koncentráció* változásának hosszú távú trendjét is be kíváncs mutatni.

- A biológiai tulajdonságok lehetőség szerinti részletes bemutatását alapvető fontosságúnak tartjuk. A felmérés kiterjed a teljes növényvilágra, beleértve az algákat, a szubmerz és emerz makrofitonokat is, valamint a növényi produktivitás mutatóit.

- Az állatvilág esetében a növényvilággal azonosak a szempontok, a felmérés kiterjed a vízi gerinctelenekre, halakra, kétéltűekre, hüllőkre, madarakra és emlősökre is. Itt a halaknak kiemelt szerep jut.

- A felmérésben emellett a vízi heterotróf mikrobiális közösség mennyiségi és minőségi viszonyai is szerepelnek.

- A felmérés nem ér véget a tó partjánál, a tó életét alapvetően meghatározó vízgyűjtő terület releváns paramétereiről is gyűjtünk információkat, különös tekintettel a vízminőséget rontó, az élővilágot veszélyeztető tényezőkre.

A Marcali-víztározó (példa az ökológiai állapotfelmérésre)

A tó neve: Marcali-víztározó

1. HELYRAJZI ADATOK

Adminisztratív körzet (megye, település): Somogy megye, Marcali város.

Megközelítő földrajzi koordináták:

Északi szélesség: $46^{\circ} 30' 36''$; Keleti hosszúság: $17^{\circ} 29' 40''$

Tengerszint feletti magasság: 108,5 m bf

2. A TÁROZÓ ÁLTALÁNOS LEÍRÁSA

A Balaton eutrofizációja az 1970-es években felgyorsult, külső foszfor-terhelésének csökkentése érdekében létesült 1994-ben a Marcali-tározó a Nyugati-övcatorna vízgyűjtő területén, Marcali város mellett időszakosan vízzel borított, mocsaras területen, tőzeges altalajon. A jellegzetes dombvidéki tározót tápláló vízfolyások a Sári- és a Boronkai-vízfolyás együttesen 240 km^2 vízgyűjtőterülettel rendelkeznek. A tározórendszer egyben Marcali város tisztított kommunális és ipari szennyvizeinek utótisztítására is szolgál. A tározórendszer négy egységből áll: az előülepítő (hordalékfogó) tározók területe 27 ha, illetve 29 ha, átlagos mélységük 0,4–0,8 m, a halasított tározó 400 ha felületű, átlagos mélysége 2 m, a 8 és 4 ha felületű utóülepítők átlagos mélysége 0,5 m. A mesterségesen összekötött két tápvízfolyás egy osztóműtárgyon keresztül alternatív módon táplálja a párhuzamos előülepítő tározókat. A halasított tározót az üzemelési szabályzat szerint kétévenként leeresztik és lehálásszák. A kétéves üzemi ciklusok elején történik meg a tározó halasítása túlnyomórészt planktonevő busafajokkal. A tározón haltakarmányozás nincs. A tározó funkciójának megfelelő, mert visszatartja a beérkező összes foszfor-terhelés 50%-át, emellett évente mintegy 500 kg/ha a nettó halprodukciója.

3. FIZIKAI DIMENZIÓK

Hossza (az előtározókkal együtt) (km): 4,3

Szélessége (km): 1,8

Területe (km^2): 4,0

Térfogata (m^3): $9,0 \cdot 10^6 \text{ m}^3$

Maximális mélysége (m): 4,0

Közepes mélysége (m): 2,25

Az éves normál vízszintingadozás tartománya (m): 0,5

A tó vízszintje mesterségesen szabályozott-e? Igen

Partvonal hossza (km): 14,5

A víz tartózkodási (teljes kicserélődési) ideje (év): 0,45

Vízgyűjtő területe (km^2): 241 km^2

4. FIZIOGRÁFIAI TULAJDONSÁGOK

a) Geográfiai

A tározót az egyesített Sári- és Boronkai-vízfolyás táplálja az előülepítő tározókon keresztül. A tározó vizét elvezető csatorna a Nyugati-övcsatornába torkollik a 8,0 fkm-nél.

b) Klimatikus viszonyok

A hely neve: Marcali

A megfigyelés ideje (év/évek): 1992–1997

2. táblázat

	Időszak												Éves átlag
	I.	II.	III.	IV.	V.	VI.	VII.	VIII.	IX.	X.	XI.	XII.	
Lev. hőm. [°C]	-1,2	0,6	5,8	10,7	15,8	18,9	21,1	20,4	16,6	10,9	5,1	0,7	10,4
Csapadék [mm]	62	52	48	56	11	98	77	36	60	20	85	35	638

A csapadék 70 éves átlaga: 750 mm/év

Az egy évre jutó napsütéses órák száma [óra/év]: 1900–2000

Átlagos napsugárzás: 105 kcal/cm²/év

Víz hőmérséklet [°C]:

Megfigyelő vagy mérési pont neve: Marcali-tározó zsilipelfolyó

Megfigyelés ideje (év/évek): 1992–1997

3. táblázat

	Időszak												Éves átlag
	I.	II.	III.	IV.	V.	VI.	VII.	VIII.	IX.	X.	XI.	XII.	
Víz hőm. [°C]	2,3	3,4	6,2	12,6	20,0	23,0	23,1	23,8	20,8	12,6	6,8	1,8	14,0

A tó jéggel fedett időszaka: december–január (40–45 nap)

Keveredési típusa: Polimiktikus

Megjegyzés: A zsilipelfolyó előtti 4 méteres vízben nyáron, nappal időszakos hőmérsékleti rétegződés alakul ki amely éjszakánként rendre megszűnik.

5. VÍZMINŐSÉG

a) Az eufotikus vízréteg mélysége

Mérési hely megnevezése: Marcali-tározó zsilipelfolyó

Megfigyelés ideje (év/évek): 1992–1997

4. táblázat

	Időszak												Éves átlag
	I.	II.	III.	IV.	V.	VI.	VII.	VIII.	IX.	X.	XI.	XII.	
Mélység [m]	1,5	0,9	1,0	1,1	0,8	1,1	0,8	0,8	0,7	0,7	0,6	1,4	0.95

b) pH

Mérési hely megnevezése: Marcali-tározó zsilipelfolyó

Megfigyelés ideje (év/évek): 1992–1997

5. táblázat

	Időszak												Éves átlag
	I.	II.	III.	IV.	V.	VI.	VII.	VIII.	IX.	X.	XI.	XII.	
pH	8,1	8,5	8,4	8,4	8,5	8,4	8,4	8,4	8,4	8,3	8,3	8,2	8,35

c) Összes lebegő anyag [mg/l]

Mérési hely megnevezése: Marcali-tározó zsilipelfolyó

Megfigyelés ideje (év/évek): 1992–1997

6. táblázat

	Időszak												Éves átlag
	I.	II.	III.	IV.	V.	VI.	VII.	VIII.	IX.	X.	XI.	XII.	
Leb. any. [mg/l]	13	29	15	25	24	22	33	25	40	41	66	26	30

d) Oldott oxigén [mg/l]

Mérési hely megnevezése: Marcali-tározó zsilipelfolyó

Megfigyelés ideje (év/évek): 1992–1997

7. táblázat

	Időszak												Éves átlag
	I.	II.	III.	IV.	V.	VI.	VII.	VIII.	IX.	X.	XI.	XII.	
O ₂ [mg/l]	15,7	15,2	13,2	11,8	10,0	8,8	8,6	6,3	9,3	8,5	10,1	8,6	10,5

Megjegyzés: A tározó 1984. évi létesítése óta oxigénhiányos körülmények egyszer sem alakultak ki, még rövid ideig sem.

e) Kémiai oxigénigény [mg/l]

Mérési hely megnevezése: Marcali-tározó zsilipelfolyó

Megfigyelés ideje (év/évek): 1992–1997

8. táblázat

	Időszak												Éves átlag
	I.	II.	III.	IV.	V.	VI.	VII.	VIII.	IX.	X.	XI.	XII.	
KMnO ₄	11,2	16,0	15,1	16,1	21,0	17,7	23,0	23,2	28,2	25,0	21,0	13,1	19,2
K ₂ Cr ₂ O ₇	29,8	45,2	44,3	44,0	57,6	53,8	62,1	74,4	70,0	69,7	75,5	38,4	55,4

f) Klorofill-a-koncentráció [$\mu\text{g/l}$]

Mérési hely megnevezése: Marcali-tározó zsilipelfolyó

Megfigyelés ideje (év/évek): 1992–1997

9. táblázat

	Időszak												Éves átlag
	I.	II.	III.	IV.	V.	VI.	VII.	VIII.	IX.	X.	XI.	XII.	
Klor.-a [$\mu\text{g/l}$]	61	105	120	73	99	76	112	123	147	121	104	20	96,8

Módszer: forró metanolos extrakció.

g) Nitrogénformák [mg/l]

Mérési hely megnevezése: Marcali-tározó zsilipelfolyó

Megfigyelés ideje (év/évek): 1992–1997

10. táblázat

	Időszak												Éves átlag
	I.	II.	III.	IV.	V.	VI.	VII.	VIII.	IX.	X.	XI.	XII.	
Összes-N	4,5	3,8	3,8	3,0	3,1	2,9	2,8	3,5	3,3	3,4	5,3	7,4	3,90
Nitrát-N	1,9	1,4	0,94	0,49	0,15	0,29	0,16	0,18	0,20	0,49	1,1	2,3	0,80
Ammónia-N	0,63	0,47	0,33	0,42	0,39	0,39	0,57	0,85	0,32	0,56	1,5	1,7	0,68

h) Foszforformák [mg/l]

Mérési hely megnevezése: Marcali-tározó zsilipelfolyó

Megfigyelés ideje (év/évek): 1992–1997

11. táblázat

	Időszak												Éves átlag
	I.	II.	III.	IV.	V.	VI.	VII.	VIII.	IX.	X.	XI.	XII.	
$\text{PO}_4\text{-P}$	0,30	0,10	0,09	0,05	0,14	0,27	0,23	0,26	0,11	0,08	0,16	0,31	0,18
Összes-P	0,52	0,24	0,31	0,26	0,48	0,49	0,56	0,55	0,39	0,47	0,60	0,43	0,44

i) A 8 fő ion éves átlagkoncentrációja (mg/l) és a víz fajlagos elektromos vezetőképessége ($\mu\text{Siemens/cm}$)

Mérési hely megnevezése: Marcali-tározó zsilipelfolyó

Megfigyelés ideje (év/évek): 1992–1997

12. táblázat

Fajlagos elektromos vezetőképesség éves átlag: 600								
Ionok	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	HCO ₃ ⁻	CO ₃ ²⁻
Átlag-konc.	75,8	36,0	29,4	5,4	26,0	50,0	359,2	11,3

6. BIOLÓGIAI TULAJDONSÁGOK

a) Flóra

1. Domináns, jellegzetes fajok:

Makrofitonok:

Emerz makrofitonok: *Phragmites australis*, *Typha latifolia*

Szubmerz makrofitonok: *Polygonum amphibium*, *Potamogeton natans*, *Potamogeton pectinatus*, *Potamogeton crispus*

Lebegő makrofitonok: *Spirodela polyrrhiza*, *Lemna minor*

Fitoplankton:

Tél: *Nitzschia acicularis*, *Thalassiosira pseudonana*, *Ankistrodesmus angustus*

Tavaszi: *Cryptomonas* fajok, *Thalassiosira pseudonana*, *Stephanodiscus hantzschii*, *Melosira distans* v. *alpigena*

Nyár: *Golenkinia radiata*, *Cryptomonas* fajok, *Thalassiosira pseudonana*, *Snowella lacustris*, *Merismopedia glauca*, *M. tenuissima*, *Dyctiosphaerium pulchellum*, *Scenedesmus opoliensis*, *Chlamydomonas* fajok, *Actinastrum hantzschii*, *Pediastrum boryanum*, *Rhodomonas minuta*, *Trachelomonas volvocina*

Ősz: *Stephanodiscus hantzschii*, *Stephanodiscus astrea*, *Scenedesmus opoliensis*, *Scenedesmus acuminatus*,

Megjegyzés: a hazai eutróf vizekre jellemző fonalas nitrogénkötő cianobaktériumok az üzemeltetési előírások betartásának időszakában (1984–1994) teljesen hiányoztak a tározóból a fehér busa méretszelektív szűrése miatt.

Fitobentosz: nincs adat

2. Védett és veszélyeztetett fajok

Vizinövények: *Trapa natans*, *Nymphaea alba*, *Nuphar lutea*, *Hottonia palustris*, *Salvinia natans*

Vízparti növények: *Orchis morio*, *Dianthus superbus*, *Veratrum album*, *Orchis laxiflora*, *Menyanthes trifoliata*

3. Abundancia és biomassa

Makrofitonok:

A tározó létesítését követően a *Polygonum amphibium* azonnal és tömegesen elszaporodott, 1990-től kezdve azonban állománya drasztikusan csökkent miközben a *Potamogeton natans* állománya nőtt. A nádas kiterjedése az első években alig érte el a partvonal 40%-át, napjainkban már a teljes partvonalat szegélyezi, állománya egészséges. A nádasokban megjelent a *Salix alba*.

13. táblázat

**A növényállományok által elfoglalt terület a vízfelület százalékában
(1984–1994)**

Növényfaj	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1992	1994
<i>Carex acutiformis</i>	10,50	4,00	4,25	0	0	0	0	0	0
<i>Phragmites australis</i>	3,25	1,00	0,75	7,25	9,25	9,50	3,75	9,25	7,75
<i>Polygonum amphibium</i>	16,50	13,25	9,75	12,50	27,50	24,25	5,25	0,20	0,38
<i>Potamogeton natans</i>	0	0	0	0	0	0	0	0,25	1,00
<i>Typha latifolia</i>	0,25	0	0	0	0	0,20	6,50	0,50	0,63
Összesen	30,50	18,25	14,75	19,75	36,75	33,95	15,50	10,50	9,76

Fitoplankton biomassa (mg/l):

Mérési hely megnevezése: Marcali-tározó zsilipelfolyó

Megfigyelés ideje (év/évek): 1996

14. táblázat

	Időszak							Átlag
	IV.	V.	VI.	VII.	VIII.	IX.	X.	
Pikoplankton	0,7	1,6	1,8	0,5	0,6	0,1	0,2	0,83
Nano+mikroplankton	24,3	18,8	39,3	31,0	28,6	24,5	14,0	25,8

Fitobentosz: nincs adat

4. Elsődleges termelés

Emerz makrofitonok: nincs adat

Lebegő makrofitonok: nincs adat

Alámerült makrofitonok: nincs adat

Fitoplankton:

Mérési hely megnevezése: Marcali-tározó zsilipelfolyó

Megfigyelés ideje (év/évek): 1996

15. táblázat

	Időszak												Éves átlag
	I.	II.	III.	IV.	V.	VI.	VII.	VIII.	IX.	X.	XI.	XII.	
gC/m ² /nap	1,4	1,0	1,4	1,6	3,0	2,2	5,1	4,3	3,0	2,6	2,5	1,3	2,45

Megjegyzés: a fitoplankton évi produkciója 950 g C/m²/év, 14C módszerrel mérve.

Fitobentosz: nincs adat

b) Fauna

1. Domináns és jellegzetes fajok

Zooplankton:

Crustacea (Copepoda és Cladocera):

Tél: nincs adat

Tavas: *Cyclops vicinus*

Nyár: *Moina rectirostris*, *Bosmina longirostris*

Ősz: *Cyclops vicinus*

Rotatoria:

Tél: nincs adat

Tavas: *Keratella cochlearis*, *Asplanchna priodonta*, *A. sieboldii*,

Nyár: *Asplanchna priodonta*, *A. sieboldii*, *Brachionus angularis*, *B. caliciflorus*, *Keratella cochlearis*

Ősz: *Asplanchna priodonta*, *A. sieboldii*, *Brachionus angularis*, *B. caliciflorus*, *Polyarthra longiremis*

Bentosz: Nematoda fajok, Ostracoda fajok, Chironomida lárvák

Halak (a gazdaságilag jelentős fajok *-gal jelölve):

Abramis brama, *Carassius auratus gibelio*, **Ciprinus carpio*, *Ctenopharyngodon idella*, *Esox lucius*, *Gobio gobio*, *Gymnocephalus cernuus*, **Hypophthalmichthys molitrix*, **Aristichthys nobilis*, *Perca fluviatilis*, *Scardinius erythrophthalmus*, *Silurus glanis*, *Stizostedion lucioperca*

2. Védett és veszélyeztetett fajok: védett halfajt nem észleltek a tározóban

3. Abundancia és biomassza

Zooplankton biomassza (mg/l):

Mérési hely megnevezése: Marcali-tározó zsilipelfolyó

Megfigyelés ideje (év/évek): 1996

16. táblázat

	Időszak							Átlag
	IV.	V.	VI.	VII.	VIII.	IX.	X.	
Rotatoria	1,0	8,2	1,5	2,6	5,6	3,2	3,5	3,66
Copepoda	6,0	5,6	0,1	0,1	0,1	0,5	0,1	1,79
Cladocera	0,0	0,0	0,6	0,9	0,1	0,1	0,0	0,24

Bentosz: nincs adat

Halak:

A tározót kétéves üzemi ciklusainak kezdetén, március-április hóban két-nyaras ivadékkal telepítik, a telepítés halszerkezete 60-70% fehér busa, 10-20% pettyes busa, 10-20% ponty.

17. táblázat

A Marcali-tározó halászati adatai az üzemi ciklusokban

Év	Telepítés (kg/ha)	Lehalászás (kg/ha)	Produkción (kg/ciklus/ha)
1984-85	668	1763	1095
1986-87	712	1994	1282
1988-89	480	1434	954
1990-91	1830	2914	1084
1992-93	1541	2429	888
1994	600	1018	418
1995-97	600	1375	775

4. Produkció

Zooplankton: nincs adat

Bentosz: nincs adat

Halak: az átlagos nettó produkció 1984 és 1997 közötti időszakban 1050 kg/ha/2 év volt. A természetes mortalitáson kívül a produkciót csökkenti az orvhalászat, ami kizárólag a pontyra korlátozódik.

5. Halászati termékek

Éves halfogás [tonna]: lásd a 17. táblázatot

Halon kívüli halászati termék (rák, kagyló stb): nincs

c) Heterotróf mikrobiális közösség

1. Domináns és jellegzetes fajok nevének felsorolása

Baktériumok: nincs adat, a 0,3-0,5 µm átmérőjű kokkoid sejtek a számbeli-leg uralkodók

Heterotróf nanoflagelláták: nincs adat, jellemzőek a 3-10 µm átmérőjű choanoflagelláták

Ciliáták: nincs adat

2. Abundancia és biomassa

Baktériumok:

Mérési hely megnevezése: Marcali-tározó zsilipelfolyó

Megfigyelés ideje (év/évek): 1996

18. táblázat

	Időszak							Átlag
	IV.	V.	VI.	VII.	VIII.	IX.	X.	
Abundancia (10 ⁶ sejt/ml)	18,1	10,7	22,2	17,0	16,7	32,5	16,3	19,1
Biomassa (mg/l)	2,2	1,2	3,3	2,7	2,3	4,5	2,2	2,63

Heterotróf nanoflagelláták:

Mérési hely megnevezése: Marcali-tározó zsilipelfolyó

Megfigyelés ideje (év/évek): 1996

19. táblázat

	Időszak							Átlag
	IV.	V.	VI.	VII.	VIII.	IX.	X.	
Abundancia (sejt/ml)	2760	5060	4440	5250	6200	300	1500	3644
Biomassza (mg/l)	0,08	0,15	0,80	0,46	0,32	0,07	0,04	0,27

Ciliáták: nincs adat

3. Produkció

Baktériumok:

Mérési hely megnevezése: Marcali-tározó zsilipelfolyó

Megfigyelés ideje (év/évek): 1996

20. táblázat

	Időszak							Átlag
	IV.	V.	VI.	VII.	VIII.	IX.	X.	
³ HT beépülés (nmol/l/nap)	25,6	22,9	31,2	26,0	13,0	25,6	7,0	21,6
Produkció (g C/m ² /nap)	5,5	4,9	6,7	5,6	2,8	5,5	1,5	4,6

Heterotróf nanoflagelláták: nincs adat

Ciliáták: nincs adat

d) Puhatestűek, kételtűek, hüllők, madarak, emlősök (domináns fajok, védett és veszélyeztetett fajok)

Mollusca:

A tározóban tömeges az *Anodonta cygnea*, a parti régióban közönséges és gyakori a *Planorbis corneus*, *Planorbis planorbis*, *Viviparus hungaricus* és a *Lymnaea stagnalis*.

Amphibia:

A tározóban, illetve annak partján az alábbi fajok fordultak elő: *Bufo bufo*, *Rana ridibunda*, *Rana esculenta*, *Rana lessonae*, *Hyla arborea*, *Rana arvalis*, *Bombina bombina*, *Bufo viridis* *Triturus vulgaris*.

Reptilia:

A tározóban, illetve annak partján az alábbi fajok fordultak elő:

Lacerta agilis, *Natrix natrix*, *Emys orbicularis*.

Aves:

A tározón vagy annak közvetlen környezetében költő madarak:

Panurus biarmicus, *Parus palustris*, *Sylvia atricapilla*, *Motacilla alba*, *Locustella fluviatilis*, *Vanellus vanellus*, *Actitis hypoleucos*, *Botaurus stellaris*, *Podiceps cristatus*, *Saxicola torquata*, *Acrocephalus scirpaceus*, *Phylloscopus collybita*, *Acrocephalus palustris*, *Turdus merula*, *Acrocephalus schoenobaenus*, *Remiz pendulinus*, *Luscinia megarhynchos*, *Rallus aquaticus*, *Alcedo atthis*, *Cuculus canorus*, *Accipiter nisus*, *Parus caeruleus*, *Emberiza schoeniclus*, *Locustella luscinioides*, *Acrocephalus arundinaceus*, *Troglodytes troglodytes*, *Aegithalos caudatus*, *Ixobrychus minutus*, *Anthus pratensis*, *Locustella naevia*, *Saxicola rubetra*, *Parus major*, *Lanius collurio*, *Gallinula chloropus*, *Streptopelia turtur*, *Carduelis chloris*, *Anas platyrhynchos*, *Fulica atra*, *Aythya nyroca*, *Ciconia ciconia*, *Crex crex*.

A tározón nem költő, de ott rendszeresen előforduló madarak:

Circus aeruginosus, *Cygnus olor*, *Larus ridibundus*, *Chlidonias niger*, *Sterna hirundo*, *Motacilla flava*, *Ardea cinerea*, *Ardea purpurea*, *Ciconia nigra*, *Merops apiaster*, *Egretta garzetta*, *Egretta alba*, *Haliaeetus albicilla*.

Átvonuló madarak:

Grus grus, *Anas penelope*, *Anthus spinoletta*, *Motacilla cinerea*, *Anas clypeata*, *Anas strepera*, *Circus cyaneus*, *Charadrius dubius*, *Tachybaptus ruficollis*, *Aythya fuligula*, *Tringa erythropus*, *Anas strepera*, *Philomachus pugnax*, *Tringa totanus*, *Tringa glareola*, *Calidris ferruginea*, *Gallinago gallinago*, *Miliaria calandra*, *Tringa nebularia*, *Calidris temminckii*, *Netta rufina*, *Milvus migrans*, *Plegadis falcinellus*, *Pandion haliaetus*, *Anser erythropus*, *Tringa stagnatilis*, *Ardeola ralloides*, *Circus pygargus*.

Mammalia:

Erinaceus concolor, *Neomys fodiens*, *Crocidura leucodon*, *Neomys anomalus*, *Sorex minutus*, *Talpa europaea*, *Nyctalus noctula*, *Mustela erminea*, *Mustela nivalis*, *Lutra lutra*.

e) Változások a tározó élővilágában

Az utóbbi egy-két évben nem tartják be a tározó üzemelési előírásait, a fehérbusa-állomány a töredékére csökkent, ennek következtében megjelentek a fonalas nitrogénköti cianobaktériumok amelyek 1998 nyarán olyan súlyos algavirágzást okoztak, hogy ellenük a halállomány védelme érdekében réz-szulfátot adagoltak a tározó vizébe.

7. SZOCIO-ÖKONÓMIAI KÖRÜLMÉNYEK

a) Vízyűjtő terület földhasznosítása

21. táblázat

Művelési ág	Terület (km ²)	Terület (%)
Erdők	36,12	15
Szántó	144,48	60
Rét-legelő	50,57	21
Szőlő-gyümölcsös	0,24	0,1
Halastó	2,67	1,1
Település	6,70	2,8
Összesen	240,8	10

Megjegyzés: Háziállatok száma a vízgyűjtő területen: szarvasmarha 1500 db, juh 150 db, sertés 150 db, baromfiról nincs adat.

b) Népeség a vízgyűjtő területen (1998-ban)

22. táblázat

Lakosság megoszlása	Népeség	Nagyobb települések
Városi lakosság	13 000	Marcali
Falusi lakosság	7 000	Nagybajom, Mesztegyő
Összes	20 000	

8. TÓHASZNOSÍTÁS

a) Hasznosítási módok

Víz kivételi forrás: öntözővíz-kivétel

Hajózás és szállítás: nincs

Turizmus: Fürdés, sporthorgászat és vitorlázás nem megengedett, a tározót évente néhány tucat vadász keresi fel a vadászati szezonban

Halászat: Balatoni Halászati Rt. két évente lehalássza és ivadékkal telepíti

Egyéb: a tározó alapvető feladata a Balaton vízminőségvédelme, külső foszforterhelésének csökkentése.

b) A tó mint vízkivételi forrás (1992–1998-ban)

23. táblázat

Vízkivétel	Hasznosítási mérték (m ³ /sec, m ³ /nap, kW/óra)
Háztartási hasznosítású víz	nincs
Öntözés, csatornázás	500 000–600 000 m ³ /év
Ipari víz	nincs
Erőmű	nincs
Egyéb	nincs

9. A TÓ KÖRNYEZETÉNEK ROMLÁSA ÉS VESZÉLYFORRÁSOK

a) Feltöltődés, feliszapolódás

Az előtározókban a feliszapolódás nagyfokú, a tározóban nem jelentős.

b) Toxikus szennyezések

Toxikus szennyezések jelenlegi helyzete: detektálható, de nem kifogásolható

Fő szennyező anyagok és koncentrációjuk:

Mérőállomás: Marcali-tározó zsilipelfolyó

24. táblázat

Szennyező anyag	Vízben (µg/l)	Üledék felső rétegében (mg/kg sztt.)	Halakban	Egyéb élőlényekben
Zn	56	57	nincs adat	nincs adat
Cu	20	18	nincs adat	nincs adat
Cr	<0,1	23	nincs adat	nincs adat
Ni	2,5	33	nincs adat	nincs adat
Pb	1,6	46	nincs adat	nincs adat
Cd	0,3	5,3	nincs adat	nincs adat
Hg	<0,1	nincs adat	nincs adat	nincs adat
As	<0,1	nincs adat	nincs adat	nincs adat

Megjegyzés: a koncentrációértékek a vízben tömegspektrometriás eljárással (ICP-MS) az üledékben pedig atomabszorpciós spektrometriával lettek meghatározva.

c) Eutrofizáció

1. Eutrofizáció által okozott kellemetlenségek

A tározó hipertróf vízminőségű, a vízhasználatoknak megfelelő. Algavirágzás a normál üzemrend szerinti üzemeltetésnél nem fordult elő a tározó létesítése óta, mert a fehér busa méretszelektív szűrése megakadályozta a fonalas nitrogénkötő cianobaktériumok elszaporodását.

A kivett víz öntözésre alkalmas, halászati károk sem keletkeztek mivel nem voltak szélsőséges vízminőségi állapotok egészen az 1998-as esztendő nyaráig.

2. A tározó nitrogén- és foszfor-terhelése (kg/ha/nap) és a szennyvíz eredetű terhelés %-a (a fennmaradó hányad diffúz eredetű)

25. táblázat

Időszak	Összes P	Összes N	Szennyvíz eredetű P (%)	Szennyvíz eredetű N (%)
1984-85	0,065	0,227	64	43
1986-87	0,092	0,529	75	28
1988-89	0,089	0,399	86	35
1990-91	0,124	0,372	65	30
1992-93	0,097	0,371	50	26
1994	0,105	0,544	65	13
1995-97	0,088	0,379	63	13

A foszforterhelés nagyobb hányada szennyvíz eredetű, kisebb része diffúz forrásból származik, a nitrogén esetén fordított a helyzet.

10. SZENNYVÍZKEZELÉS

a) A vízgyűjtő területen képződő szennyező anyagok

A tó vízgyűjtő területén egyetlen jelentős szennyvízkibocsátó Marcali város szennyvíztelepe. Itt kommunális és kisebb részben ipari szennyvizek (tejipari, mosodai) mechanikai és biológiai tisztítása történik meg.

b) Egészségügyi kérdések és a szennyvíz

A tározó tápvíze részben a vízgyűjtőről, nagyobb mértékben a marcali szennyvíztelepről jelentős mértékű fekáliás szennyezést kap, az esetek 60%-ában erősen szennyezett. Az előtározókban, majd a tározóban a higiénés bakteriológiai vízminőség jelentős mértékben javul. Az elfolyó víz minősége bakteriológiailag nem kifogásolható, az esetek 70%-ában első osztályú minőségű.

11. VÍZVÉDELMI MUNKÁK A TÓBAN

A tározóban ilyen beavatkozások nem voltak.

12. FEJLESZTÉSI TERVEK

Az utóbbi időben felmerült a tározó turisztikai, sporthorgászati, rekreációs célú használatának lehetősége.

13. A TÓ ÉS KÖRNYEZETÉNEK JAVÍTÁSÁÉRT TETT TÖRVÉNYHOZÓI ÉS INTÉZMÉNYES INTÉZKEDÉSEK, TERMÉSZETVÉDELEM

a) Intézmények és intézkedések

A tározó üzemeltetője a Dél-Dunántúli Vízügyi Igazgatóság, halászati hasznosítója a Balatoni Halászati Rt., öntözéses hasznosítója a Marcali Termelő, Kereskedelmi és Szolgáltató Szövetkezet. A szennyvíztisztító és az előülepítő tározó üzemeltetője a Dunántúli Regionális Vízmű Rt. A tározó rendszeres környezetvédelmi vizsgálatát a Dél-dunántúli Környezetvédelmi Felügyelőség végzi.

b) *A tó vizsgálatába bekapcsolódott kutatóhelyek*
Dél-dunántúli Környezetvédelmi Felügyelőség, Pécs
MTA Balatoni Limnológiai Kutatóintézete, Tihany
ÁNTSZ Somogy Megyei Intézete, Kaposvár
VITUKI Rt. Vízminőség-védelmi Intézete, Budapest

Irodalom

- Marcali-tározó környezeti tanulmánya. Környezeti hatástanulmány. Dél-dunántúli Vízügyi Igazgatóság Környezet- és Vízminőségvédelmi Osztály, Pécs, 1979, 82.
- Oldal I.-Vörös L.-Ferencz Lászlóné: *Eutrofizálódást fékező módszerek. Tervezési segédlet vízminőség-szabályozó tározók létesítéséhez és üzemeltetéséhez*. Dél-dunántúli Környezetvédelmi Felügyelőség, Pécs, 1998, 42.
- Présing M.-V. Balogh K.-Vörös L.-Shafik H. M.: Relative nitrogen deficiency without occurrence of nitrogen fixing blue-green algae in a hypertrophic reservoir. *Hydrobiologia*, 1997. 342-343. 55-61.
- Présing M.-Vörös L.-Herodek S.-Abrusán Gy.: The significance of various nitrogen sources for phytoplankton growth in shallow lake and hypertrophic reservoir. *Int. Revue ges. Hydrobiol.*, 1998. 83. (Spec. Issue) 361-368.
- Présing M.-Vörös L.-Herodek S.-Kovács Gy.: Sekély tavak fitoplanktonjának nitrogénfelvételi preferenciái. *Hidrológiai Közöny*, 1998. 78. 290-292.
- V. Balogh K.-Vörös L.: High bacterial production in hypertrophic shallow reservoirs rich in humic substances. *Hydrobiologia*, 1997. 342-343. 63-70.
- Vörös L.-Oldal I.: A fehér busa mint a kémcsatok elleni védekezés hatékony eszköze. *Halászat*, 1991. 84. 15-17.
- Vörös L.-Oldal I.-Présing M.-V. Balogh K.: Size-selective filtration and taxon-specific digestion of plankton algae by silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix* Val.) *Hydrobiologia*, 1997. 342/343. 223-228.
- Vörös L.: *A Marcali-tározó 1986-1996 közötti hidrobiológiai kutatásának összefoglalása, elemző értékelése*. Zárójelentés a Dél-dunántúli Környezetvédelmi Felügyelőség megbízásából. Tihany, 1998, MTA Balatoni Limnológiai Kutatóintézete, 36.
- Vörös L.-Présing M.-V. Balogh K.-Oldal I.: Nutrient removal efficiency of a pollution control reservoir. *Int. Revue ges. Hydrobiol.*, 1998. 83. (Spec. Issue) 665-672.
- Ziegenham G.: Fémionok fizikai-kémiai formájának meghatározása szennyvíztározó fenékküledékében. Szakdolgozat. Veszprémi Egyetem Analitikai Kémiai Tanszék, 1995. 53.

ARADI Csaba

tanár, főosztályvezető, Ökológiai Kísérleti Állomás, Debrecen

SÁGI László

egy docens, a biol. tud. kandidátusa, Szegedi Tudományegyetem Biológiai Intézet, Szeged

BERCZIK Árpád

külsőprofesszor, oktatónak, MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézet, Magyar Tudományos Akadémia

FENYVÉNYÉ HILMNER Mária egy adjunktus, Szegedi István Egyetem Kertészeti tudományok, Biológiai Intézet, Szeged

BOGYA Sándorné

tanár, János Egyetem Kertészeti Intézet, Debrecen

BORHIDI Anikó

igazgató, oktatónak, MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézet, Vác

BORONKAI Ferencné

tanár, docens, Debreceni Egyetem Biológiai Intézet, Debrecen

BÖHM Éva

adjunktus, Magyar Tudománytudományi Műhely, Budapest

ÉVAI György

egy tanár, a biol. tud. doktora, Debreceni Egyetem Ökológiai Intézet, Debrecen

GNKA Mária

tanár, főosztályvezető, a biol. tud. kandidátusa, MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézet, Magyar Tudományos Akadémia

FACSAR Géza

egy docens, a biol. tud. kandidátusa, Szegedi István Egyetem Kertészeti Intézet, Kertészeti Intézet, Szeged

FARKAS Sándor

PhD-hallgató, Szegedi Tudományegyetem Ökológiai Intézet, Szeged

GALANTAI Miklós

kísérletvezető, MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézet, Vác

A kötet szerzői

ARADI Csaba	tud. főosztályvezető, Ökológiai Koordinációs Iroda, Debrecen
BAGI István	egy. docens, a biol. tud. kandidátusa, Szegedi Tudományegyetem Növényteni Tanszék, Szeged
BERCZIK Árpád	kutatóprofesszor, akadémikus, MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézet, Magyar Duna-kutató Állomás
BÉNYEINÉ HIMMER Márta	egy. adjunktus, Szent István Egyetem Kertészettudományi Kar, Növényteni Tanszék, Budapest
BOGYA Sándorné	egy. tanársegéd, Szent István Egyetem Kertészettudományi Kar, Növényteni Tanszék, Budapest
BORHIDI Attila	igazgató, akadémikus, MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót
BORONKAI Ferencné	főiskolai docens, Bessenyei György Tanárképző Főiskola Növényteni Tanszék, Nyíregyháza
BÖHM Éva	muzeológus, Magyar Természettudományi Múzeum Növénytára, Budapest
DÉVAI György	egy. tanár, a biol. tud. doktora, Debreceni Egyetem Ökológiai Tanszék, Debrecen
DINKA Mária	tud. főmunkatárs, a biol. tud. kandidátusa, MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézet, Magyar Duna-kutató Állomás
FACSAR Géza	egy. docens, a biol. tud. kandidátusa, Szent István Egyetem Kertészettudományi Kar, Növényteni Tanszék, Budapest
FARKAS Szilvia	PhD-hallgató, Szegedi Tudományegyetem Ökológiai Tanszék, Szeged
GALÁNTAI Miklós	kertészmérnök, MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót

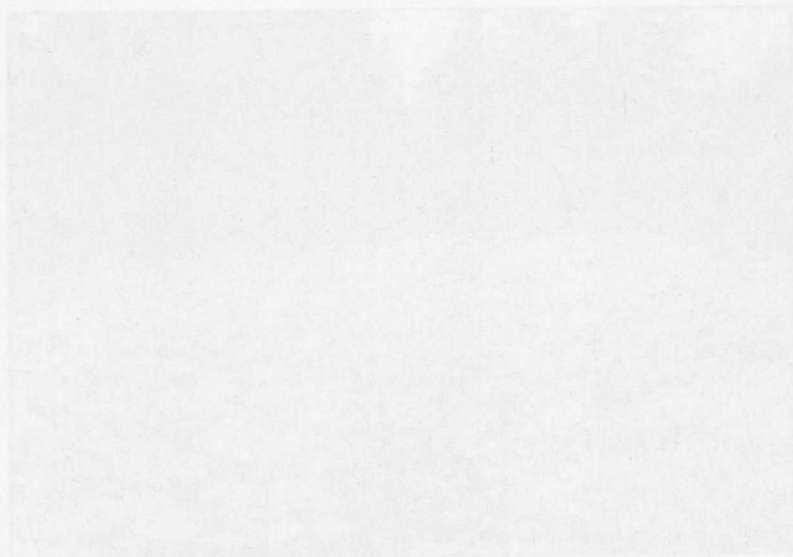
GŐRI Szilvia	osztályvezető, Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatósága, Debrecen
GYULAI Ferenc	kutatóintézeti igazgató, a mezőgazdaság-tudomány kandidátusa, FVM Agrobotanikai Intézete, Tápiószele
HORVÁTH András	egy. adjunktus, Szegedi Tudományegyetem Ökológiai Tanszék, Szeged
HORVÁTH József	ny. igazgató, akadémikus, Veszprémi Egyetem Georgikon Mezőgazdaság-tudományi Kar Növényvédelmi Intézet, Keszthely
ISÉPY István	egy. docens, a biol. tud. kandidátusa, ELTE Botanikus Kert, Budapest
KÁLMÁN Katalin	egy. tanársegéd, Szegedi Tudományegyetem Növénytani Tanszék, Szeged
KERESZTY Zoltán	tud. osztályvezető, a biol. tud. kandidátusa, MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót
KEVEY Balázs	egy. docens, dr. habil., Pécsi Tudományegyetem Növénytani Tanszék, Pécs
KISS Anita	tud. munkatárs, MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézet, Magyar Duna-kutató Állomás
KONCZ Eszter	tud. munkatárs, MTA Limnológiai Kutatóintézet, Tihany
KÖRMÖCZI László	egy. docens, a biol. tud. kandidátusa, Szegedi Tudományegyetem Ökológiai Tanszék, Szeged
LAKATOS Gyula	egy. docens, a biol. tud. kandidátusa, Debreceni Egyetem Ökológiai Tanszék, Debrecen
LENTI István	főiskolai adjunktus, Bessenyei György Tanárképző Főiskola Növénytani Tanszék, Nyíregyháza

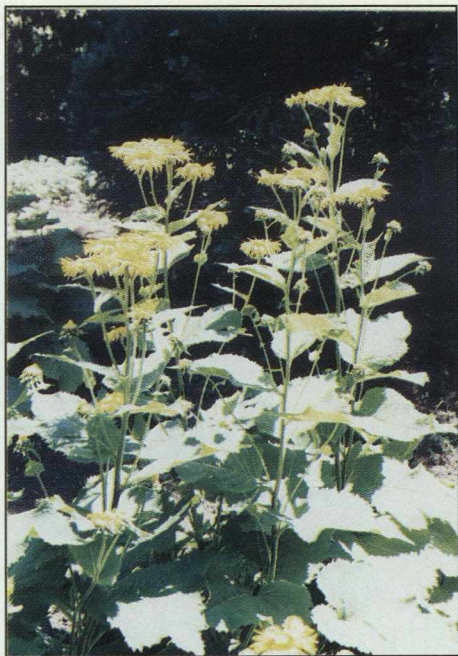
MARGÓCZI Katalin	egy. adjunktus, Szegedi Tudományegyetem Ökológiai Tanszék, Szeged
MATUS Gábor	egy. adjunktus, a biol. tud. kandidátusa, Debreceni Egyetem Növénytan Tanszék, Debrecen
MÁRIALIGETI Károly	tanszékvez. egy. docens, a biol. tud. kandidátusa, ELTE Mikrobiológiai Tanszék, Budapest
MEDVEGY Anna	egy. tanársegéd, Szegedi Tudományegyetem Növénytan Tanszék, Szeged
MIHALIK Erzsébet	tanszékvez. egy. docens, a biol. tud. kandidátusa, Szegedi Tudományegyetem Növénytan Tanszék, Szeged
MOLNÁR Nóra	egy. tanársegéd, Szegedi Tudományegyetem Ökológiai Tanszék, Szeged
NAGY Erika	egy. tanársegéd, Szegedi Tudományegyetem, Növénytan Tanszék, Szeged
NAGY Sándor	egy. adjunktus, Debreceni Egyetem Ökológiai Tanszék, Debrecen
OLAJOS Péter	osztályvezető, Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatósága, Debrecen
OLDAL Imre	tud. főmunkatárs, a biol. tud. kandidátusa, Déldunántúli Környezetvédelmi Felügyelőség
PAPP Mária	egy. docens, PhD, Debreceni Egyetem Növénytan Tanszék, Debrecen
PENKSZA Károly	egy. docens, PhD, Szent István Egyetem Mezőgazdasági és Környezettudományi Kar Növénytan és Növényélettan Tanszék, Gödöllő
PODANI János	egy. tanár, a biol. tud. doktora, ELTE Növényrendszertan és Ökológiai Tanszék, Budapest

SZABÓ Mária	egy. docens, a biol. tud. kandidátusa, ELTE Környezetföldrajzi Tanszék, Budapest
SZABÓ T. Attila	intézeti igazgató, egy. tanár, a biol. tud. doktora, Veszprémi Egyetem Biológiai Intézet, Veszprém
SZERDAHELYI Tibor	egy. adjunktus, Szent István Egyetem Mezőgazdasági és Környezettudományi Kar Növényteni és Növényélettani Tanszék, Gödöllő
TÓTHMÉRÉSZ Béla	a biol. tud. doktora, Debreceni Egyetem Ökológiai Tanszék, Debrecen
VARGA Ildikó	PhD-ösztöndíjas, MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézet, Magyar Duna-kutató Állomás
V. BALOGH Katalin	tud. főmunkatárs, a biol. tud. kandidátusa, MTA Limnológiai Kutatóintézet, Tihany
VÖRÖS Lajos	tud. főmunkatárs, a biol. tud. kandidátusa, MTA Limnológiai Kutatóintézet, Tihany
WITTNER Ilona	osztályvezető, Hajdú-bihari Önkormányzatok Vízmű Rt., Debrecen

Melléklet

Telekia speciosa topogenodémek közötti morfológiai (felső kép)
és fenológiai különbségek (alsó kép)





**Telekia speciosa topogenodémek közötti morfológiai (felső kép)
és fenológiai különbségek (alsó kép)**



Fotó: Szabó T. A.

Telekia speciosa a Beythe-kertben (Vasi Múzeumfalu) 1999. június 12-én



**Telekia speciosa klónok a Beythe-kertben (Vasi Múzeumfalu)
1998 augusztusában**





**Telekia speciosa topogenodémek közötti és fenológiai különbségek
(Kámoni Arborétum)**



Fotó: Szabó T. A.



**Telekia speciosa transzplantációs kísérlet képe
a Kámoni Arborétumban 1995 júniusában**



Fotó: Szabó T. A.



Telekia speciosa klónok mint vágott virág

Fotó: Szabó T. A.



**Telekia speciosa morfordémek felhasználása
a genetikai diverzitás és fenotipikus plaszticitás oktatására
biológus hallgatók számára
a szombathelyi Génökológiai és Etnobotanikai Kísérleti Kertben.
Beythe-kert, Vasi Múzeumfalu**

Fotó: Szabó T. A.

Ára: 440 Ft

